

ACTAS DEL X SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESIDUOS



ACTAS DEL
X SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESIDUOS
“Hacia la circularidad y el residuo cero”

Castelló de la Plana, 20, 21 y 22 de junio de 2023

Editores:

Bovea Edo, María Dolores
Braulio Gonzalo, Marta
Carlos Alberola, Mar
Colomer Mendoza, Francisco J.
Gallardo Izquierdo, Antonio
Ibáñez Forés, Valeria
Monrós Tomás, Guillermo

Universitat *Jaume I*

ISBN: 978-84-09-53123-3



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-CompartirIgual 4.0 Internacional

Diseño gráfico del logo: M^a Amparo Panadero Constancio (alumna del Grado en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos de la Universitat Jaume I, Catellón, España)

El logo del Simposio representa Les Illes Columbretes, parque natural en el mar mediterráneo a 50 km del municipio de Castellón. Su forma de C (de circularidad y cero) inspiró el eslogan del Simposio “Hacia la Circularidad y el residuo Cero”. Estas dos premisas son la base para proteger y preservar parajes tan singulares como, en este caso, Les Illes Columbretes.



6 AGUA LIMPIA Y SANEAMIENTO



7 ENERGÍA ASEQUIBLE Y NO CONTAMINANTE



11 CIUDADES Y COMUNIDADES SOSTENIBLES



12 PRODUCCIÓN Y CONSUMO RESPONSABLES



13 ACCIÓN POR EL CLIMA



COMITÉ ORGANIZADOR

Presidente:

Antonio Gallardo Izquierdo

Secretaria:

María Dolores Bovea Edo

Vocales:

Marta Braulio Gonzalo

Mar Carlos Alberola

Francisco J. Colomer Mendoza

Valeria Ibáñez Forés

Guillermo Monrós Tomás

Universitat Jaume I

COMITÉ CIENTÍFICO

Adolfo Israel Lomeli García
Universidad Tecnológica de León, México

Alethia Vázquez Morillas
Universidad Autónoma Metropolitana, México

Amaya Lobo García de Cortázar
Universidad de Cantabria, España

Ana Belem Piña Guzmán
Instituto Politécnico Nacional, México

Ana López Martínez
Universidad de Cantabria

Ana Lorena Esteban García
Universidad de Cantabria, España

Antonio Gallardo Izquierdo
Universitat Jaume I, España

Beatriz Adriana Venegas Sahagún
Universidad de Guadalajara, México

Belkis Lara
Universidad Latina de Panamá, Panamá

Clarisa Alejandrino
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

Claudia Coutinho Nóbrega
Universidade Federal da Paraíba, Brasil

Claudia Celeste Florentín López
U Católica Nuestra Señora Asunción, Paraguay

Dagoberto Arias Aguilar
Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

Dolores Elizabeth Turcott Cervantes
Ayuntamiento de León, México

Edgar Quiñones Bolaños
Universidad de Cartagena, Colombia

Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Erick Napoleón Vallester
Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá

Estefani Rondón Toro
Universidad de Cantabria, Chile

Estevao Freire
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Fabian Robles Martinez
Instituto Politécnico Nacional, México

Francisco J. Colomer Mendoza
Universitat Jaume I, España

Gerardo Bernache Pérez
CIESAS, México

Guillermo Monrós Tomás
Universitat Jaume I, España

Hamilcar Almeida Filgueira
Universidade Federal da Paraíba, Brasil

Irma Mercante
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

Joan Esteban Altabella
COCIRCULAR

José Wilmer Runfola Medrano
Universidad de Los Andes, Venezuela

Juan Pablo Ojeda
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

Julieta Chini
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

Laura Patricia Brenes Peralta
Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

Luiza E. da Mota Rocha Cirne
Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

Luz Graciela Cruz
Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología, Panamá

Mar Carlos Alberola
Universitat Jaume I, España

Marcel Segismundo Szanto Narea
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile

María del Consuelo Hernández Berriel
Instituto Tecnológico de Toluca, México

María del Consuelo Mañón Salas
Instituto Tecnológico de Toluca, México

María Dolores Bovea Edo
Universitat Jaume I, España

María Yolanda Leonor Ordaz Guillén
Instituto Politécnico Nacional, México

Maribel Velasco Pérez
Universidad Autónoma Metropolitana, México

Maricelma Ribeiro Morais
Universidade Estadual da Paraíba, Brasil

Marta Braulio Gonzalo
Universitat Jaume I, España

Monica Pertel
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Mónica Eljaiek Urzola
Universidad de Cartagena, Colombia

Nancy Merary Jiménez
Universidad Nacional Autónoma de México, México

Regia Lucia Lopes
Instituto Federal de Rio Grande del Norte, Brasil

Roberto Lima Morra
U Católica Nuestra Señora de la Asunción, Paraguay

Rooel Campos Rodríguez
Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

Rosa María Espinosa Valdemar
Universidad Autónoma Metropolitana, México

Samantha E. Cruz Sotelo
Universidad Autónoma de Baja California, México

Sara Ojeda Benítez
Universidad Autónoma de Baja California, México

Susana Llamas
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

Sylvie Turpin
Universidad Autónoma Metropolitana, México

Valeria Ibáñez Forés
Universitat Jaume I, España

INTRODUCCIÓN

El X Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos ha sido organizado por profesorado de los grupos de investigación de Ingeniería de Residuos y Sostenibilidad (INGRES) y Química Inorgánica Medioambiental y Material Cerámicos (QIMA) de la Universitat Jaume I de Castellón (España) y la Red Iberoamericana en Saneamiento Ambiental (REDISA).

REDISA tiene por objetivo compartir y transferir conocimiento entre los diferentes grupos de investigación que la forman y con la sociedad, en el área geográfica de Iberoamérica. Su ámbito de trabajo es la gestión sostenible de los residuos sólidos generados en zonas urbanas y rurales, mediante el desarrollo de modelos de gestión integral de residuos más sostenibles y de baja huella ambiental, mejorando a su vez el bienestar social de aquellas personas que trabajan con los residuos. La Red está formada por 139 investigadores de 35 Universidades y Centros de investigación de 11 países. Con el objetivo de dar mayor visibilidad a sus trabajos, desde el año 2008 se lleva celebrando un simposio abierto a toda la comunidad científica y técnica y a todas las empresas y entidades del sector.

El lema elegido para la décima edición del Simposio ha sido “Hacia la circularidad y el residuo cero”, un objetivo difícil de conseguir, pero necesario en la búsqueda de un planeta más sostenible.

En los últimos años, las Directivas de la Unión Europea (UE) en materia de medio ambiente y economía circular abogan claramente por la reducción de residuos que se depositan en vertedero, de manera que se han planteado objetivos claros y ambiciosos en esta materia. A su vez, la legislación española y valenciana establecen una serie de medidas para fomentar la minimización, la reutilización, la reparación, la recuperación de materiales reciclables y la valorización, todo ello encaminado a aplicar la circularidad en la gestión de los residuos sólidos. Para cumplir con todos estos objetivos será necesario un aumento de la participación ciudadana en la gestión integral de los residuos, nuevos modelos de financiación, la recogida separada, la mejora en la eficiencia de las plantas de tratamiento y el aprovechamiento del rechazo generado en las mismas.

Desde un contexto global, la pandemia provocada por el COVID-19 nos ha enseñado que además de tener buenos servicios sanitarios, también es importante disponer de buenos servicios de recogida y tratamiento de residuos para controlar la posible contaminación del medio. Se demostró el importante papel que juega el plástico como material de aislamiento, prevención e higiene, y lo importante que es gestionarlo adecuadamente una vez se ha convertido en residuo.

Por otro lado, la guerra entre Rusia y Ucrania está generando una alta presión en la obtención de combustibles y materias primas como los fertilizantes, acero o aluminio, que bien podrían extraerse de procesos de valorización de residuos.

Todos estos temas han sido tratados en los tres días que ha durado el Simposio, por lo que animamos a los lectores a consultar el documento con mucha atención.

LOS EDITORES Y LAS EDITORAS

AGRADECIMIENTOS

A los miembros de la mesa inaugural del Simposio:

- Eva Alcón Soler, rectora de la Universitat Jaume I.
- Francisco Candela Pila, secretario autonómico de Emergencia Climática y Transición Ecológica. Generalitat Valenciana.
- Ignasi Garcia Felip, diputado provincial. Diputación de Castellón.
- María España Novoa, concejala del Ayuntamiento de Castelló de la Plana.

A los Vicerrectores de Investigación y de Innovación, Transferencia y Divulgación Científica de la Universitat Jaume I, por su colaboración.

Al Decano de la Facultad de Ciencias Jurídicas y Económicas, por facilitar sus instalaciones.

A las entidades/empresas patrocinadoras premium: Ayuntamiento de Castelló de la Plana, Diputación Provincial de Castellón, Generalitat Valenciana, Consocio Castelló Nord y Consorcio Reciclados Palancia Belcaire, RECIPLASA, TETMA Simetría, FCC Medio Ambiente, Urbaser y PreZero.

A las empresas/entidades patrocinadoras: Eurofins, ECOEMBES, Ayuntamiento de Almassora y Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción (Universitat Jaume I).

A las empresas/entidades colaboradoras: BIONORD, FOBESA, CEBIMAT, Colegio Territorial de Arquitectos de Castelló, Colegio de Ingenieros Industriales de Castellón.

A las entidades de la Universitat Jaume I colaboradoras: Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Vicerrectorado de Investigación, Cátedra BP de Medio Ambiente Industrial, Cátedra UBE de Plásticos Sostenibles, Cátedra de Arquitectura Circular, cátedra RECIPLASA y Aula Fundación Torrecid de Liderazgo e Innovación.

A la Fundación Dávalos-Fletcher, que ha patrocinado la actuación cultural.

A Jesús Lancis Sáez, Cristóbal Badenes Catalán, Ignasi Garcia Felip, Fernando Albarrán Vargas-Zúñiga, José Francisco Fabra Castillo y Silvia López Romero, por formar parte de la comisión de trabajo y seguimiento del Simposio.

Al Doctor Marcel Szantó Narea, por su magnífica conferencia inaugural.

Al Comité Científico, encargado de la evaluación por pares de los trabajos presentados al simposio y ha ayudado a la moderación de las sesiones técnicas.

Al Comité Organizador, por su dedicación y esfuerzo.

A los miembros de REDISA, por venir de tan lejos a estar aquí con todos nosotros.

A la Fundación Universidad Empresa, FUE, por su trabajo de todos estos meses, en especial a Blanca y Ana.

Y, finalmente, a participantes y ponentes, que sin sus trabajos no se hubiese podido celebrar este evento.

CONCLUSIONES

El X Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos se ha celebrado los días 20, 21 y 22 de junio y ha dado continuidad a la serie de simposios organizados por la REDISA desde el año 2008. El lema de esta edición ha sido “Hacia la circularidad y el residuo cero”. Ha contado con más de 200 asistentes procedentes de 14 países: España, México, Brasil, Argentina, Chile, Costa Rica, Colombia, Panamá, Paraguay, Perú, Bolivia, Guatemala, Venezuela y Ecuador.

Se han presentado 174 comunicaciones cuyas temáticas abarcan las diferentes etapas de los sistemas de gestión de residuos: recolección y transporte, valorización (incluyendo tratamientos de preparación para la reutilización, reciclaje, biológicos y energéticos), y disposición final. Además, ha contado con sesiones específicas dedicadas a la caracterización de los residuos y a la gestión y tratamiento de fracciones específicas de residuos de construcción y demolición, de depuración de aguas, de aparatos eléctricos y electrónicos, plásticos y agrícolas. Finalmente, se han dedicado sesiones a la evaluación ambiental, económica y social de los sistemas de gestión de residuos y a la educación ambiental en el ámbito de los residuos sólidos, incidiendo tanto en la educación a edades tempranas como en la formación de los futuros profesionales en el ámbito del diseño de productos, fundamental para poner en circulación productos más sostenibles. El programa se ha completado con dos mesas redondas dedicadas a los modelos de recogida selectiva y a las oportunidades y retos de la Ley 7/2022 de residuos y suelos contaminados, de España.

A lo largo de las tres jornadas del simposio, se ha remarcado la importancia de considerar la economía circular como un concepto transversal que afecta a muchos ámbitos de la sociedad.

Algunas conclusiones/retos relativos a las estrategias de la jerarquía de residuos han sido:

- Seguir fomentando la prevención, ya que el mejor residuo es aquél que no se genera.
- Incentivar el rediseño de productos mediante la preparación para la reutilización como estrategia previa al reciclaje, con el objetivo de extender la vida útil de los productos, mantenerlos el mayor tiempo posible en la economía, evitando la generación de residuos prematuros y el consumo de recursos.
- Aunque se están realizando grandes avances en los tratamientos biológicos (compostaje, digestión anaerobia y biosecado), en la valorización de residuos en sectores como el de construcción, en la producción y usos del combustible sólido recuperado (CSR), etc., debe utilizarse un enfoque integral a la hora de elegir las alternativas, analizando la sostenibilidad de cada una de ellas.
- Desarrollar herramientas que permitan monitorizar los vertederos, con el fin de poder hacer seguimiento y control de la post-clausura.

Mayor énfasis se ha hecho en algunas fracciones como plásticos, y en especial microplásticos que, aunque se han realizado avances relativos a su cuantificación y caracterización, se presenta el reto de investigar sus efectos sobre la salud humana y medio ambiente. También se ha presentado el reto de luchar contra el desperdicio alimentario.

Desde la perspectiva social, se ha remarcado la necesidad y cuidado de los recicladores de base, fundamentales en todo el sistema.

Como reto global de la sociedad, se presenta la necesidad de mayor compromiso por parte de los ciudadanos, las administraciones públicas y las empresas. Concienciación, educación y voluntad política son la base para minimizar y gestionar correctamente los residuos.

Organizadores



Patrocinadores premium



Patrocinadores



Colaboradores



ÍNDICE

SESIÓN S1-1 CONSTRUCCIÓN/RCD I

CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE DEMOLICIÓN GENERADOS EN LA REHABILITACIÓN DE FACHADAS DE EDIFICIOS EXISTENTES

CÁTEDRA DE ARQUITECTURA CIRCULAR: FORMACIÓN, ESTRATEGIAS, PROYECTOS E INICIATIVAS

AVANCES EN LADRILLOS DE PET RECICLADO POR UNA RETROALIMENTACIÓN CON EL MEDIO PRODUCTIVO

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN PARA LA GESTIÓN MUNICIPAL. ESTUDIO DE CASO

ECONOMÍA CIRCULAR EN LA SEPARACIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN DE LAS OBRAS

ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN EN IRAK

SESIÓN S1-2 RESIDUOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS

PRODUCCIÓN DE BIOHIDRÓGENO A PARTIR DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS Y COFERMENTACIÓN CON LODOS DE DEPURADORA

PROYECTO LIFE AMIA: COMBINACIÓN DE TECNOLOGÍAS INNOVADORAS PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUA Y REDUCCIÓN DE FANGOS DE EDAR

LOS SILOXANOS EN EL BIOGÁS. ORIGEN, EFECTOS Y TRATAMIENTOS. TECNOLOGÍAS EN EL MERCADO.

APLICACIÓN DE RESIDUOS DE EDAR EN LA FORMULACIÓN DE NUEVOS FERTILIZANTES INORGÁNICOS

VIDRIOS FOTOCATALÍTICOS OBTENIDOS A PARTIR DE LODOS DE ETAP

BIOFERES: RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE LODOS DE DEPURADORA PARA OBTENER BIOESTIMULANTES Y FERTILIZANTES

SESIÓN S1-3 RESIDUOS PLÁSTICOS I

INVENTARIO NACIONAL DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN PLÁSTICA: EL CASO DE MÉXICO

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN PLAYAS DE UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA MEXICANA

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN LA ESTACIÓN DE TRANSFERENCIA IZTAPALAPA, MÉXICO

CUANTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS Y EVALUACIÓN DE SU TOXICIDAD EN UN SUELO AGRÍCOLA DEL ESTADO DE MÉXICO

CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS MARINOS EN TRES ZONAS DE UNA PLAYA EN OAXACA, MÉXICO

SESIÓN S2-1 ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

DESEMPEÑO AMBIENTAL DE ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD EN EL DISEÑO Y FABRICACIÓN DE PREMOLDEADOS DE CONCRETO

IMPLICACIÓN DE ALUMNADO EN RESOLUCIÓN DE PROBLEMAS AMBIENTALES: RESIDUOS DE APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS

PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLE SÓLIDO RECUPERADO A PARTIR DEL DESBASTE PROCEDENTE DE ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES: ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

SOCIAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF LOW-COST BIOGAS DIGESTERS AND TECHNOLOGIES FOR DIGESTATE TREATMENT AND REUSE IN SMALL-SCALE FARMS IN COLOMBIA

IMPACTO DE HUELLA DE CARBONO EN RENTABILIDAD SOCIAL DE INVERSIÓN PÚBLICA PARA GESTIÓN DE RESIDUOS



SESIÓN S2-2 ECONOMÍA CIRCULAR I

ECONOMÍA CIRCULAR APLICADA COMO MODELO DE NEGOCIO EN LA REPÚBLICA DE PANAMÁ

DEFINIR LA CIRCULARIDAD Y RESIDUO CERO MEDIANTE EL PROCESO CREATIVO DE UN PRODUCTO EFÍMERO

LA JERARQUÍA DE RESIDUOS EN LAS HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN DEL NIVEL DE CIRCULARIDAD DE ORGANIZACIONES

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA PERSPECTIVA DA ECONOMIA CIRCULAR NO CONTEXTO BRASILEIRO

ANALIZANDO LOS PRODUCTOS DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LA CIRCULARIDAD. APLICACIÓN A LOS ENVASES DE JUGUETES

ANÁLISIS DE APROVECHAMIENTO DE RECURSOS CON ENFOQUE EN ECONOMÍA CIRCULAR PARA EL SECTOR PRIVADO EN EL MUNICIPIO DE LEÓN, GUANAJUATO, MÉXICO

SESIÓN S2-3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO/BIOGÁS I

EFECTO DE LA PRESENCIA DE CARGAS CELULÓSICAS EN LA COMPOSTABILIDAD DE LOS BIOPLÁSTICOS

ANÁLISE DE pH, TEMPERATURA E UMIDADE EM PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS SUBMETIDOS A LEIRAS DE COMPOSTAGEM

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE ABACÁ POR MEDIO DE COMPOSTAJE

REVALORIZACIÓN DEL ALPERUJO MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA Y CO-DIGESTIÓN CON PURINES DE CERDO

INCIDENCIA DE LOS FACTORES SOCIO-OPERACIONALES EN ALTERNATIVAS DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS EN EL GRAN SANTIAGO

SESIÓN S3-1 RESIDUOS DE APARATOS ELÉCTRICOS/ELECTRÓNICOS

DESCRIÇÃO DA ORGANIZAÇÃO DO DESCOMISSIONAMENTO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS EM COOPERATIVA DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS

¿CÓMO INFLUYE EL DISEÑO DE UN PRODUCTO EN LA MEJORA DE SU FIN DE VIDA? APLICACIÓN A CAFETERAS DE CÁPSULAS
CONHECIMENTO TEÓRICO E PRÁTICO DAS ENGENHARIAS DA UFCG PARA A RECUPERAÇÃO DE ELETROELETRÔNICOS E INCLUSÃO DIGITAL

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS VALORIZABLES GENERADOS EN UNA UNIVERSIDAD PÚBLICA
LOGÍSTICA REVERSA DE MÓDULOS FOTOVOLTAICOS: DESAFIOS E POSSIBILIDADES NO CENÁRIO BRASILEIRO

ACTITUD DEL CONSUMIDOR ANTE LA GESTIÓN DEL FIN DE VIDA DEL PEQUEÑO APARATO ELÉCTRICO Y ELECTRÓNICO. APLICACIÓN AL CASO DE ESTUDIO DE SECADORES DE PELO

LOGÍSTICA REVERSA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS: PARCERIAS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

SESIÓN S3-2 CARACTERIZACIÓN

CARACTERIZACIÓN MACROSCÓPICA DE LOS BIORRESIDUOS RECOGIDOS SELECTIVAMENTE EN LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA DURANTE EL PRIMER AÑO DE IMPLANTACIÓN

TASA DE GENERACIÓN DE DESECHOS DURANTE LA PANDEMIA EN PANAMA (2021)

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ORDINARIOS ENVIADOS A RELLENO SANITARIO DE UNA UNIVERSIDAD PÚBLICA

CARACTERIZACIÓN DE COLILLAS DE CIGARRO EN UNA INSTITUCIÓN DE NIVEL SUPERIOR

DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE RESIDUOS PELIGROSOS EN EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

EFFECTOS DE LA PANDEMIA EN LA GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS DE UN CAMPUS UNIVERSITARIO

CUANTIFICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS POTENCIALMENTE RECICLABLES EN EL MUNICIPIO DE LA CHORRERA, PANAMÁ

PRESENCIA DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL CENTRO HISTÓRICO DE LA CIUDAD DE MÉXICO



SESIÓN S3-3 RESIDUOS PLÁSTICOS II

PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN PRODUCTOS DE CUIDADO PERSONAL Y COSMÉTICOS
DETERMINACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE MICROFIBRAS ANTROPOGÉNICAS EN REFRESCOS DE VENTA EN MÉXICO
LOS MICROPLÁSTICOS Y LA IMPORTANCIA DE REDUCIRLOS PARA BENEFICIO DE LA SALUD
CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS FLOTANTES EN EL PUERTO DE ALICANTE (ESPAÑA)
EXPOSICIÓN DE LA POBLACIÓN MEXICANA A MICROPLÁSTICOS MEDIANTE LA INGESTA DE SAL
PERMACULTURIZANDO LOS PLÁSTICOS. UNA MIRADA DESDE LA ECOLOGÍA SOCIAL HACIA LA CIRCULARIDAD.
EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE CROMO EN MICROPLÁSTICOS SIMULANDO CONDICIONES MARINAS

SESIÓN S4-1 CONSTRUCCIÓN/RCD II

INFLUENCIA DE LA EXPLOTACIÓN EN LAS EMISIONES DE UN VERTEDERO DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN
EVALUACIÓN DEL PODER DESCONTAMINANTE DE ARENAS RECICLADAS DE RCD
¿CÓMO SE ABORDA LA CIRCULARIDAD DE EDIFICIOS EN LAS HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN DE SU SOSTENIBILIDAD?
VALORIZACIÓN DE RESIDUOS PARA EL REEMPLAZO DEL CARBONATO CÁLCICO EN LA FABRICACIÓN DE BALDOSAS CERÁMICAS
RESIDUOS DE BALDOSAS DE GRES CERÁMICO COMO ÁRIDO RECICLADO EN HORMIGÓN ESTRUCTURAL
APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS POLITERAFTALATO ETILENO (PET) COMO MATERIAL INCORPORADO EN EL CONCRETO

SESIÓN S4-2 VALORIZACIÓN ENERGÉTICA

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS MEDIANTE PIRÓLISIS CATALÍTICA SOBRE ZEOLITAS NATURALES MODIFICADAS
PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLES LÍQUIDOS VÍA HIDROISOMERIZACIÓN CATALÍTICA DE NAFTAS DE CO-LICUEFACCIÓN HIDROTÉRMICA
ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLE SÓLIDO RECUPERADO EN BRIQUETAS
ANÁLISIS DE FLUJO DE MATERIALES DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RESIDUOS EN ARGENTINA
ASSESSING THE POTENTIAL OF OLIVE RESIDUES FOR ENERGY VALORIZATION IN WESTERN ANDALUSIA
ANÁLISIS DE LOS RECHAZOS PRODUCIDOS EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO

SESIÓN S4-3 VERTEDEROS I

16 AÑOS DE SEGUIMIENTO DE UN ANTIGUO VERTEDERO
EMISIONES DE VEHÍCULOS RECOLECTORES DE RESIDUOS EN UN RELLENO SANITARIO
AVALIAÇÃO DO AUMENTO DA VIDA ÚTIL DE ATERROS SANITÁRIOS PELA INCORPORAÇÃO DE RECICLAGEM E COMPOSTAGEM
DETERMINACIÓN DE PUNTOS CALIENTES MEDIANTE EL USO DE LA TEDELETECCIÓN SATELITAL EN EL RELLENO SANITARIO PARQUE AMBIENTAL LOMA DE LOS POCITOS EN BARRANQUILLA - COLOMBIA
DIAGNÓSTICO DE LOS SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS MUNICIPALES EN GUANAJUATO, MÉXICO
ANÁLISIS DE LA UBICACIÓN ÓPTIMA DE UN RELLENO SANITARIO A TRAVÉS DE UNA METODOLOGÍA MULTICRITERIO, EN EL MUNICIPIO DE LEÓN, GUANAJUATO, MÉXICO



SESIÓN S5-1 TRATAMIENTO BIOLÓGICO / BIOGÁS II

RECICLABILIDAD ORGÁNICA DE BIOPOLÍMEROS: UN ANÁLISIS COMPARATIVO

EVALUACIÓN DE DOS DIFERENTES TIPOS DE MICROORGANISMOS EFICACES APLICADOS A RESIDUOS ORGÁNICOS EN EL MUNICIPIO DE COBÁN, ALTA VERAPAZ, GUATEMALA

OPTIMIZACIÓN TÉCNICA DE LA OPERACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA A ESCALA REAL MEDIANTE AGITACIÓN INTERMITENTE

DERIVACIÓN PARA MONITOREO DE BIOGÁS EN POZOS DE VENTEO DE RELLENOS SANITARIOS

ANÁLISIS DE LAS VARIABLES QUE DETERMINAN LA EFICIENCIA DEL BIOSECADO

SESIÓN S5-2 OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN I

CAPTURA Y VALORIZACIÓN DE CO₂ MEDIANTE MATERIALES OBTENIDOS A PARTIR DE UN RESIDUO INDUSTRIAL

LA ECONOMÍA CIRCULAR TRAS GENERAR HIDRÓGENO VERDE EN EL TRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO DE EFLUENTES TEXTILES

OBTENCIÓN DE PIGMENTOS CERÁMICOS A PARTIR DE RESIDUOS INDUSTRIALES INORGÁNICOS

LIFE EGGSHELLENCE: SIMBIOSIS INDUSTRIAL ENTRE LAS EMPRESAS OVOPRODUCTORAS Y LAS EMPRESAS CERÁMICAS

DESARROLLO DE FRITAS CERÁMICAS A PARTIR DE ZnO PROCEDENTE DE CORRIENTES RESIDUALES

RECICLADO QUÍMICO DE RESIDUOS MEDIANTE GASIFICACIÓN HIDRO-FOTOCATALÍTICA CON PLASMA A BAJA TEMPERATURA

SESIÓN S5-3 SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS I

PROPUESTA DE SISTEMA DE CERTIFICACIÓN DE GESTIÓN LOCAL PARA LA SOSTENIBILIDAD

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL GENERADO POR LA GESTIÓN INADECUADA DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LA CUENCA LA IGUANÁ DE LA CIUDAD DE MEDELLÍN -COLOMBIA

PROPUESTA MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN FRACCIONAMIENTO DEL ESTADO DE MEXICO

COMUNICACIÓN DE RIESGOS: MANEJO ADECUADO DE PLAGUICIDAS EN LA SUBCUENCA TECOLUTLA

ANÁLISIS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LOS PLANES DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN MUNICIPIOS PEQUEÑOS DE LA REGIÓN CARIBE COLOMBIANA

INSTRUMENTOS PARA ALCANZAR LOS OBJETIVOS 2030, DEL SECTOR RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS, EN LA REPÚBLICA DEL PARAGUAY

SESIÓN S6-1 RESIDUOS AGRÍCOLAS

SECADO SOLAR DE FRUTAS TROPICALES COMO ESTRATEGIA DE CIRCULARIDAD Y CERO RESIDUOS

USO DE FIBRAS A PARTIR DE RESIDUOS DE MUSÁCEAS PARA ELABORACIÓN DE TABLEROS DE PARTÍCULAS

POMEGRANATE PEELS VALORIZATION: TOWARDS THE CO-PRODUCTION OF BIOETHANOL AND LACTIC ACID

PACAS BIODIGESTORAS PARA TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE LA ESTACIÓN AGRARIA SAN PABLO (RÍONEGRO-ANTIOQUÍA)

DISEÑO DE COMBUSTIBLES SOSTENIBLES PARTIR DE RECHAZOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO Y BIOMASA

ESTADO DE ARTE DE LA GESTIÓN Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE CAÑA DE AZÚCAR EN ECUADOR

INNOVACIÓN DE UN ESQUEMA DE RESIDUOS CASI CERO EN EL PROCESAMIENTO DE ALIMENTOS DEL SECTOR AGRÍCOLA



SESIÓN S6-2 RECOLECCIÓN

PROPOSTA DE INDICADORES PARA PROGRAMAS DE COLETA SELETIVA DURANTE A PANDEMIA

DIGNIFICANDO EL RECICLAJE A TRAVÉS DE LA CONFIANZA MUTUA

MODELIZACIÓN DE UNA RED MUNICIPAL DE PUNTOS LIMPIOS. EL CASO DE ESTUDIO DE LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA)

DISEÑO DE UN SERVICIO DE RECOGIDA SELECTIVA PUERTA A PUERTA EN BARRIOS PERIFÉRICOS DE LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA)

ANÁLISE DA ADESAO EFETIVA AO PROJETO COLETA SELETIVA EM EMPRESAS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE-PB-BRASIL

REDE RECICLA SERIDÓ: UMA ANÁLISE SOCIOECÔNOMICA DOS EMPREEDIMENTOS DE CATADORES

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: PERSPECTIVA DO STAKEHOLDER USUÁRIOS

SESIÓN S6-3 SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS II

ADAPTACIÓN DE WASTE WISE CITIES AL ESCENARIO MEXICANO: LECCIONES Y RETOS

PANORAMA DE LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO

HERRAMIENTA SOFTWARE DE TRAZABILIDAD DE RESIDUOS

APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS ADMINISTRATIVAS EN BENEFICIO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS BIOMÁSICOS

GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN COMUNIDADES DE LA PROVINCIA DE ZAMORA CHINCHIPE ECUADOR

PRESUPUESTO PARA LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN GUADALAJARA, JALISCO, MÉXICO

MODELO RURAL DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN EL GOBIERNO GUARANI KEREIMBA IYAAMBAE, CHACO CRUCEÑO BOLIVIANO

ANÁLISIS ESPACIAL CARTOGRÁFICO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE COMPETENCIA MUNICIPAL EN ESPAÑA

SESIÓN S7-1 EDUCACIÓN AMBIENTAL

COMUNICACIÓN DE RIESGOS: RESIDUOS SÓLIDOS EN TIRADEROS A CIELO ABIERTO, VERACRUZ, MÉXICO

EL COMPOSTADOR ESCOLAR COMO HERRAMIENTA DE EDUCACIÓN EN RESIDUOS DENTRO DEL AULA

EDUCAÇÃO AMBIENTAL COM FOCO NA CONSCIENTIZAÇÃO DA POPULAÇÃO QUANTO AO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

PÉRDIDA Y DESPERDICIO DE ALIMENTOS: ABORDAJE EN AGRICULTURA, COMEDORES SOCIALES Y HOTELERÍA

AVANCES Y LIMITACIONES DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL Y DESECHOS SÓLIDOS: LA EXPERIENCIA DE PANAMÁ

EL DISEÑO CONCEPTUAL COMO BASE PARA EL DESARROLLO DE PRODUCTOS MÁS SOSTENIBLES

SESIÓN S7-2 ECONOMÍA CIRCULAR II

DESDE LA ESTRATEGIA A LA ACCIÓN: TRANSICIÓN HACIA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN MUNICIPIOS CHILENOS

CAPACIDADES GUBERNAMENTALES PARA IMPLEMENTAR LA ECONOMÍA CIRCULAR. EL CASO DEL PROGRAMA INTEGRAL JALISCO REDUCE, MÉXICO

LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD EN OCOTLÁN, JALISCO, MÉXICO

DIAGNOSIS DE ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD IMPLEMENTADAS EN UNIVERSIDADES Y VINCULADAS CON LA JERARQUÍA DE RESIDUOS

ANÁLISE DA INTERAÇÃO ENTRE SISTEMAS DA ECONOMIA E ECOSISTEMAS SOB A ÓTICA DA ECONOMIA CIRCULAR

¿ES LA AUTORREPARACIÓN UNA SOLUCIÓN REAL PARA EXTENDER LA VIDA ÚTIL DE LOS PRODUCTOS?



SESIÓN S7-3 VERTEDEROS II / OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN II

PREVISIÓN DE LIXIVIADOS EN UN VERTEDERO DE LA AMAZONIA

CIERRE Y SANEAMIENTO DEL SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS “LA RESERVA”, LEÓN, MÉXICO

LA DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS EN JALISCO, MÉXICO

EMISION DE COMPUESTOS VOLÁTILES DURANTE LA VITRIFICACION EN LABORATORIO DE CENIZAS VOLANTES CON OTROS RESIDUOS

PROCESO DE REHABILITACIÓN DE BOTADEROS EN POBLACIONES MENORES A 5000 HABITANTES DE BOLIVIA

SITUACIÓN DE LOS BASURALES A CIELO ABIERTO EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

PÓSTERES

EVOLUCIÓN DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DEL ÁREA METROPOLITANA DE MENDOZA

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS PARA LA ELABORACIÓN DE UN SUBPRODUCTO ALIMENTICIO DE CONSUMO ANIMAL

RECICLADO DE FLEJES PET COMO RELLENO DE PLACAS COMPUESTAS A BASE DE RESINAS POLIMÉRICAS COMERCIALES

PROGRAMA GAIVOTAS: ENGAJAMIENTO SOCIAL E TECNOLOGIA IMPULSIONANDO UMA GESTÃO ADEQUADA DOS RESÍDUOS

ANÁLISIS DE PROPIEDADES DE ÁRIDO RECICLADO CERÁMICO PARA LA FABRICACIÓN DE HORMIGÓN

INFLUENCIA DEL SARS-COV-2 EN LA GENERACIÓN DE RESIDUOS DE CASTELLÓ DE LA PLANA

ESTRATEGIAS DE DISEÑO CIRCULAR EN TRABAJOS FIN DE GRADO DE DISEÑO INDUSTRIAL

REVISIÓN DE LAS ÚLTIMAS TENDENCIAS DE SISTEMAS DE RECOGIDA DE RESIDUOS

APLICACIÓN DE INDICADOR DE CIRCULARIDAD PARA PLANTAS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS MUNICIPALES

COMPOSTAGEM DOMÉSTICA E SUA IMPORTÂNCIA NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

COMPOSITES SILICA-ZIRCONA ($\text{SiO}_2/\text{ZrO}_2$) PARA LA ELIMINACIÓN FOTOCATALÍTICA DE AZODERIVADOS EN LIXIVIADOS RESISTENTES.

PROPIEDADES AISLANTES DE COMPONENTES CONSTRUCTIVOS FABRICADOS CON DESECHOS DE RAEE

APLICACIÓN DE SISTEMAS DE RETORNO EN OBRAS CONSTRUCCIÓN

REVISIÓN DE INDICADORES PARA LA TRANSICIÓN DE LA INDUSTRIA TEXTIL MEXICANA A LA ECONOMÍA CIRCULAR

MANEJO DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN EN “LA ESCOMBRERA”, LEÓN, MÉXICO

ESTUDIO DE LA VIABILIDAD TÉCNICO-ECONÓMICA DE UN PROCESO DE RECICLAJE DE PANELES FOTOVOLTAICOS

APLICACIÓN DE LA TÉCNICA MQL (MINIMUM QUANTITY LUBRICATION) PARA CONSEGUIR UNA FABRICACIÓN MÁS SOSTENIBLE

RECOGIDA DE RSU: ANÁLISIS DEL SERVICIO ACTUAL E IMPLANTACIÓN DE LA RECOGIDA SELECTIVA DE BIORRESIDUOS EN UN MUNICIPIO ESPAÑOL DE TAMAÑO INTERMEDIO

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN BAJO CONDICIONES CONTROLADAS DE COMPOSTAJE DE POPOTES BIODEGRADABLES

VALORIZACIÓN DE CAÑA INDIA PARA ELABORACIÓN DE EMBALAJES: UNA BREVE REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

DIAGNÓSTICO DE ARTIGOS CIENTÍFICOS SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM CLÍNICAS ODONTOLÓGICAS

EXPERIENCIA DE PRODUCCION DE BIOCARBÓN MEDIANTE EL MÉTODO CORTINA DE FUEGO

ANÁLISIS DE INVESTIGACIÓN DE RESIDUOS EN LA REGIÓN NORDESTE DE BRASIL

MONITOREO DE EMISIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLATILES (VOCs) EN TEJAS A BASE DE RESIDUOS RECICLADOS

PROPUESTA DE PLAN DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA CAMPUS UNIVERSITARIO EN PARAGUAY

RISCOS OCUPACIONAIS DOS CATADORES DE RESÍDUOS DURANTE A PANDEMIA DO COVID-19



VALORIZACIÓN DE LODOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA PAPELERA EN LA FABRICACIÓN DE BALDOSAS CERÁMICAS
ADSORCIÓN DE CO2 EN COLUMNA DE RELLENO UTILIZANDO UN MATERIAL CARBONOSO DESARROLLADO A PARTIR DEL CHAR DE PIRÓLISIS DE RESIDUOS PLÁSTICOS
RECUPERACIÓN Y RECICLADO DE RESIDUOS PLÁSTICOS MEZCLA CONTENIDOS EN LA FRACCIÓN RESTO DE LOS RESIDUOS MUNICIPALES: PROYECTO LIFEPLASMIX
PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLES POR PIROLISIS CATALÍTICA DE UNA MEZCLA REAL DE RESIDUOS PLÁSTICOS
PROSPECTIVAS DE LA CIRCULARIDAD EN LAS CADENAS DE SUMINISTROS EN ECUADOR
EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS PARA EL APROVECHAMIENTO DE LODOS DE DESTINTADO Y RECHAZOS GENERADOS EN UNA EMPRESA COLOMBIANA DE PRODUCCIÓN DE PAPEL TISÚ
PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL DE VERTEDEROS DE RESIDUOS EN FASE OPERACIONAL MEDIANTE TÉCNICAS DE GEO PROCESAMIENTO
ACV COMO HERRAMIENTA AMBIENTAL COMPARATIVA EN PRODUCCIÓN DE ARIDOS NATURALES Y RECICLADOS DE RCD
EVALUACIÓN DEL USO POTENCIAL DE LOS RESIDUOS DE ITABO (YUCCA ELEPHANTIPES REGEL) PARA LA PRODUCCIÓN DE PAPEL
CADENA DE VALOR EN EL MANEJO DE EQUIPOS ELÉCTRICO-ELECTRÓNICOS DE LA CATEGORÍA FRÍO
RED DE RECUPERADORES URBANOS DE RESIDUOS ELECTRÓNICOS
NUEVAS APLICACIONES AVANZADAS DEL COMPOST A PARTIR DE LODOS DE EDAR. PROYECTO COMPOST-UP!
ECODISEÑO DE BICICLETAS A PARTIR DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DE PAPEL-PLÁSTICO, BAMBÚ Y MADERA
EXPERIENCIA DE GESTIÓN DE LOS RESIDUOS PLÁSTICOS GENERADOS EN LAS ACTIVIDADES AGRÍCOLAS



SESIÓN S1-1

CONSTRUCCIÓN/RCD I



CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE DEMOLICIÓN GENERADOS EN LA REHABILITACIÓN DE FACHADAS DE EDIFICIOS EXISTENTES

Jorge-Ortiz, Andrea¹; Braulio-Gonzalo, Marta^{1*}; Ibáñez-Forés, Valeria¹; Bovea, María Dolores¹

¹ INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España,
*braulio@uji.es

Resumen

Los residuos de construcción y demolición (RCD) representan más de un tercio de todos los residuos generados en la Unión Europea. Estos incluyen todos los residuos producidos por la construcción y demolición de edificios e infraestructuras, así como la planificación y mantenimiento de carreteras.

Desde la perspectiva edificatoria, se estima que aproximadamente el 75% del parque edificatorio europeo es energéticamente ineficiente. Por ello, la Comisión Europea promueve la realización de rehabilitaciones profundas en los edificios existentes con el fin de mejorar su comportamiento energético, siendo las fachadas los elementos constructivos que más potencial tienen. Estas actuaciones de rehabilitación implican actividades de demolición de las soluciones constructivas existentes o de algunos de sus elementos, y de construcción de otras nuevas, generando, como contrapartida, nuevos RCD.

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo caracterizar los residuos de demolición generados en las actividades de rehabilitación de fachadas comúnmente empleadas en la región Mediterránea. Para ello, en primer lugar, se identificaron los tipos de fachadas, posteriormente se plantean alternativas de soluciones de rehabilitación para cada una de ellas; y, por último, se estimó la cantidad de residuos de demolición generados y se clasificaron dependiendo de la tipología de residuos. Se encontró que las fracciones de residuos mayormente generadas son las de tipo pétreo, seguidas por los residuos mezclados.

Palabras clave: Edificios; rehabilitación; fachadas; RCD; economía circular

1. Introducción

Dada la obsolescencia del parque edificado existente Europeo y su baja eficiencia energética, la rehabilitación de edificios está adquiriendo cada vez más importancia para la adaptación de los edificios a las nuevas exigencias normativas en materia de energía (COM662, 2020). Esta estrategia viene avalada por los estudios como el de Gaspar y Santos (2015), que comparan el impacto ambiental de demoler toda una vivienda y construir una nueva frente al de rehabilitarla, llegando a la conclusión de que rehabilitar es la estrategia más sostenible.

Pero las actividades de rehabilitación, a pesar del beneficio energético que producen, generan otros impactos como el aumento de los residuos de construcción y demolición (RCD) debido a la demolición de las soluciones constructivas existentes para su sustitución por otras nuevas que ofrezcan las prestaciones requeridas. Para cuantificar este impacto, resulta primero necesario caracterizar los residuos de demolición generados. Por la gran proporción de superficie con respecto a la envolvente de un edificio en su conjunto, la fachada es el elemento que mayor potencial tiene en la mejora del comportamiento energético. Por ello, la Unión Europea promueve la rehabilitación de fachadas como actuación prioritaria.

En este contexto, el objetivo de este estudio es caracterizar los residuos de demolición generados en las actividades de rehabilitación de fachadas comúnmente empleadas en la región Mediterránea.

2. Metodología

La metodología seguida para realizar este estudio está compuesta por las etapas que se muestran en la Figura 1. En la Etapa I se identificaron las tipologías de soluciones constructivas existentes de fachadas comúnmente empleadas en la región Mediterránea (F_i). En la Etapa II se plantearon diferentes alternativas de soluciones de rehabilitación que puede aplicarse en cada una de las fachadas identificadas (R_{i-j}) de la Etapa I. Finalmente, en la Etapa III se caracterizaron los materiales que componen a las fachadas (M_{F_i}), los residuos que se prevé generar a partir de la demolición de componentes de las fachadas existentes (W_{F_i}) y los materiales de los nuevos componentes a instalar pertenecientes a las soluciones de rehabilitación ($M_{R_{i-j}}$).

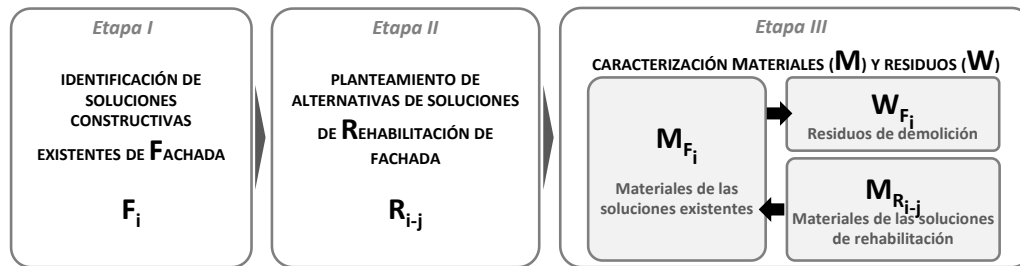


Figura 1. Metodología

3. Resultados

3.1. Identificación de soluciones constructivas existentes

En la literatura, diferentes estudios han clasificado las tipologías de edificios existentes en la región del Mediterráneo: Serrano Lanzarote (2011), proyecto TABULA-EPISCOPE (Loga et al., 2012) y Braulio-Gonzalo et al. (2021). Todos ellos concluyen que el año de construcción es decisivo para identificar características comunes en las soluciones constructivas empleadas, y de su análisis se identifican tres representativas de diferentes períodos temporales (Figura 2):

- **F1**, fachada típica de edificios construidos antes del año 1940 y está compuesta por una hoja de muro de carga simple de ladrillo macizo de 1 pie de espesor (240 mm), enfoscada en la cara exterior con mortero de cemento y enlucida con yeso en la cara interior.
- **F2**, fachada habitual entre los años 1940-1979, es ligera de doble hoja con la exterior de ladrillo caravista (ladrillo perforado de 110 mm de espesor), cámara de aire de 50 mm de espesor sin aislamiento térmico, hoja interior de ladrillo hueco de 40 mm de espesor y enlucido de yeso en la cara interior.
- **F3**, fachada típica en edificaciones más actuales, posteriores a la entrada en vigor de normativa que obligaba a la disposición de aislamiento térmico (NBE CT-79 (1979) y Código Técnico de la Edificación (CTE, 2006)), es una fachada también ligera de doble hoja donde la exterior está compuesta por ladrillo hueco triple de 110 mm enfoscada exteriormente con mortero de cemento, aislamiento térmico intermedio de 50 mm, hoja interior de ladrillo hueco de 40 mm de espesor y enlucido de yeso. El aislamiento térmico habitualmente empleado en la F3 puede ser: poliestireno expandido (EPS), poliestireno extruido (XPS), lana mineral (LM) o lana de vidrio (LV).

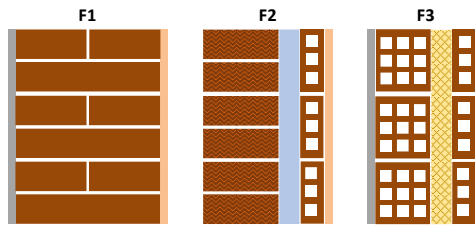


Figura 2. Soluciones constructivas existentes de fachada identificadas (Fi)

3.2. Planteamiento de alternativas de soluciones

Para cada una de las fachadas anteriormente identificadas (Fi), el Catálogo de Soluciones Constructivas de Rehabilitación del Instituto Valenciano de la Edificación (Serrano Lanzarote, 2011) propone un conjunto de alternativas de soluciones de rehabilitación, tal y como se muestra en la Figura 3. Las soluciones abordan diferentes estrategias de intervención que consisten, principalmente, en incorporar un material aislante térmico para mejorar las prestaciones térmicas de la fachada y contribuir a la mejora del comportamiento energético del edificio. Dependiendo de la posición de éste, se pueden configurar diferentes alternativas:

- SATE: sistema de aislamiento térmico exterior (SATE)
- FV: fachada ventilada con revestimiento cerámico sujeto a una estructura metálica portante
- AM: aislamiento térmico intermedio dispuesto en una nueva cámara de aire creada con una hoja interior o exterior
- AINY: aislamiento térmico inyectado en la cámara de aire existente, de 50 mm de espesor
- AI: aislamiento interior dispuesto con trasdosado de placa de yeso laminado

En total, para los tres tipos de fachada se configuraron un total de quince alternativas, donde el espesor del aislamiento es de 70 mm (CTE, 2019), excepto para la solución AINY en la que la cámara existente de 50 mm únicamente permite este espesor de aislamiento. A su vez, cada solución empleada admite diferentes materiales de aislamiento térmico (EPS, XPS), LM o LV).

Las diferentes opciones de intervención en las fachadas existentes implican, en muchos casos, la demolición de elementos y componentes existentes, lo que genera residuos derivados de la demolición, por ejemplo, de hojas de ladrillo, de enfoscados y enlucidos de mortero y yeso o de material de aislamiento térmico.

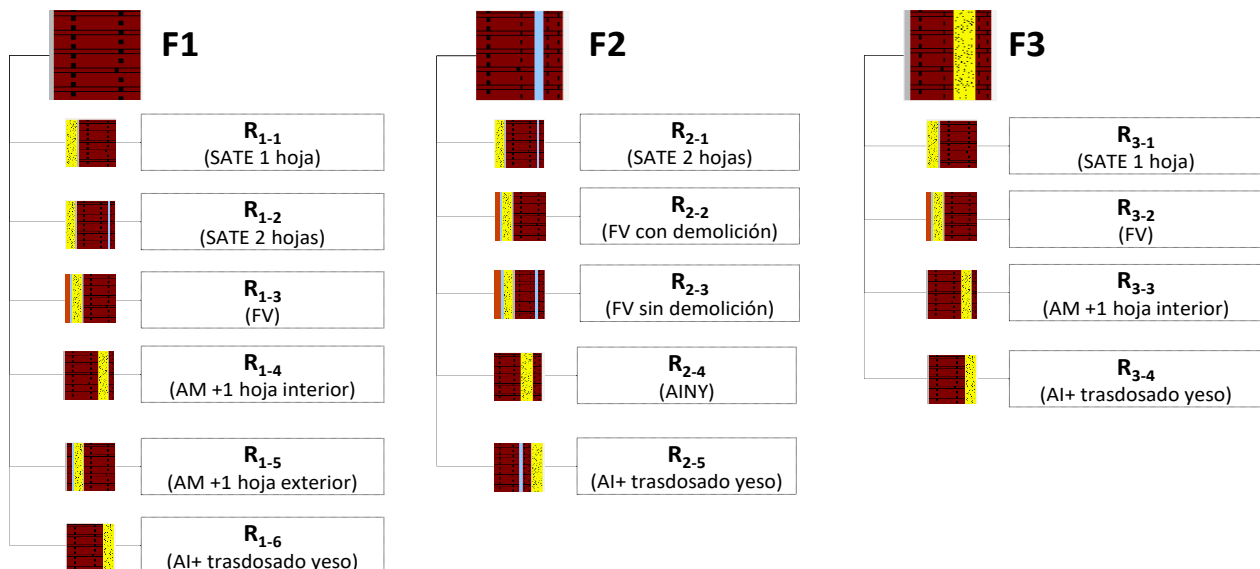


Figura 3. Alternativas de soluciones constructivas de rehabilitación de fachada (Rij)

3.3. Caracterización de materiales y de residuos de demolición

En la caracterización de materiales de las soluciones existentes (M_{Fi}) y de las soluciones de rehabilitación (M_{Ri-j}), se contemplan tanto los materiales principales como los auxiliares necesarios para la ejecución. Para la elaboración del inventario se consideran propiedades como el espesor, densidad y peso, obtenidos del Catálogo de Elementos Constructivos del Código Técnico de la Edificación (CTE, 2011). Las propiedades de los materiales auxiliares se obtienen de diferentes fuentes de información, como manuales de fabricantes (Anape, 2021; DICONA, 2018; ISOVER, 2021; PUMA, 2020). La cuantificación de las cantidades de cada material se toma de bases de datos de la construcción, como IVE (2022) y CYPE (2022).

En cuanto a los residuos de demolición (W_{Fi}), éstos se generan como consecuencia de la intervención en las soluciones existentes de fachadas para generar las nuevas soluciones de rehabilitación. La caracterización de se realiza de acuerdo con el tipo de residuo que dicta la Lista Europea de Residuos (LER) (Parlamento Europeo y del Consejo, 2014):

- **Residuos pétreos:** hormigón, cemento y mortero, mampostería, agregados.
- **Residuos mezclados:** materiales cuya separación es dificultosa, como revestimientos, aditivos y textiles.
- **Residuos metálicos:** piezas metálicas de perfilería o uniones.
- **Residuos de aislamiento térmico no peligroso:** EPS, XPS, MW, GW.

La Tabla 1 muestra la caracterización desglosada de materiales presentes en las tres soluciones de fachada existentes (M_{Fi}). La Tabla 2 muestra la caracterización de residuos de demolición derivados de la intervención en las diferentes soluciones de fachada (W_{Fi}). Por otro lado, la Tabla 3 muestra la caracterización de los nuevos materiales (por grupo de material) que se incorporan a las fachadas (M_{Ri-j}), según la alternativa de rehabilitación elegida.

Por último, la Figura 4 muestra gráficamente todos los resultados en conjunto, tanto en kg/m^2 , como su contribución en peso (%). Así pues, para cada solución de fachada (F_i) se observa la composición por grupo de material de las fachadas existentes (M_{Fi}), cuyo límite marcará el **punto 0** a partir del cual se añadirían (+) y/o se deducirían (-) materiales, con las alternativas de rehabilitación (M_{Ri-j}) y/o las actuaciones necesarias de demolición (residuo, W_{Fi}), respectivamente. Por tanto, con porcentaje negativo y con trama diferenciada se muestran los residuos generados.

Tabla 1. Caracterización de materiales de fachadas existentes (M_{Fi})

M_{Fi}	Grupo material	Material	Unidad	Cantidad	kg/m^2	Espesor (m)
M_{F1}	Textiles	Malla de fibra de vidrio	m^2	0,21	0,02	-
	Mortero	Mortero de cemento	t	0,03	28,00	0,015
	Mampostería	Ladrillo macizo	u	69,00	206,31	0,240
	Cementos	Cemento Portland	kg	6,19	6,19	-
	Agregados	Arena para mortero	t	0,04	40,00	-
	Yeso	Pasta de yeso	m^3	0,01	18,00	0,015
	Total (kg/m^2)				298,53	
M_{F2}	Mampostería	Ladrillo perforado	u	69,00	71,04	0,011
	-	Cámara de aire	-	-	-	0,050
	Mampostería	Ladrillo hueco	u	33,00	28,05	0,040
	Cementos	Cemento Portland	kg	7,34	7,34	-
	Agregados	Arena para mortero	t	0,046	46,00	-
	Yeso	Pasta de yeso	m^3	0,01	18,00	0,015
	Total (kg/m^2)				170,43	
M_{F3}	Textiles	Malla de fibra de vidrio	m^2	0,21	0,02	-
	Mortero	Mortero de cemento	t	0,02	28,00	0,015
	Aislamientos	Aislamiento térmico	m^2	1,05	0,99	0,050
	Cementos	Adhesivo cementoso	kg	1,00	1,00	-
	Mampostería	Ladrillo macizo	u	116,00	98,60	0,240
	Cementos	Cemento Portland	kg	9,64	9,64	-
	Agregados	Arena para mortero	t	0,04	40,00	-
	Yeso	Pasta de yeso	m^3	0,01	18,00	0,015
	Total (kg/m^2)				226,84	

Tabla 2. Caracterización residuos de demolición (W_{Fi}), kg/m^2

Código	R. Pétreo	R. Mezclado	R. Metálico	R. aislamiento no peligroso	Total (kg/m^2)
W_{F1-1}	28,00	-	-	-	28,00
W_{F1-2}	28,00	-	-	-	28,00
W_{F1-3}	28,00	-	-	-	28,00
W_{F2-2}	58,53	18,00	-	-	76,53
W_{F3-1}	30,53	18,21	-	1,96	50,69
W_{F3-2}	30,53	18,21	-	1,96	50,69
W_{F3-3}	30,53	18,21	-	1,96	50,69
W_{F3-4}	30,53	18,21	-	1,96	50,69

Tabla 3. Caracterización de nuevos materiales de las soluciones de rehabilitación (M_{Ri-j}), kg/m^2

Código	Textiles	Morteros	Mampostería	Cementos	Áridos	Yesos	Cerámicos	Aisl. térmico	Aditivos	Uniones	Metales	Total (kg/m^2)
M_{R1-1}	0,02	32,00	-	-	-	-	-	1,57	0,32	0,01	0,0	33,98
M_{R1-2}	0,02	32,00	28,05	2,51	15,00	-	-	1,57	0,32	0,01	0,05	79,54
M_{R1-3}	-	28,00	-	-	-	-	27,30	0,56	-	0,004	3,01	58,88
M_{R1-4}	-	-	28,05	3,51	15,00	18,00	-	1,07	-	-	-	65,63
M_{R1-5}	-	-	28,05	3,51	15,00	18,00	-	1,07	-	0,06	0,60	66,29
M_{R1-6}	-	-	-	1,00	-	15,07	-	0,56	-	0,15	1,17	17,96
M_{R2-1}	0,02	32,00	-	-	-	-	-	1,57	0,32	0,01	0,05	33,98
M_{R2-2}	-	28,00	-	-	-	-	27,30	0,56	-	0,004	3,0	58,88
M_{R2-3}	-	28,00	-	-	-	-	27,30	0,56	-	0,004	3,01	58,88
M_{R2-4}	-	-	-	-	-	-	-	2,41	-	-	-	2,41
M_{R2-5}	-	-	-	1,00	-	15,07	-	0,56	-	0,15	1,17	17,96
M_{R3-1}	0,02	32,00	-	-	-	-	-	1,57	0,32	0,01	0,05	33,98
M_{R3-2}	-	28,00	-	-	-	-	27,30	0,56	-	0,004	3,01	58,88
M_{R3-3}	-	-	28,05	3,51	15,00	18,00	-	1,07	-	-	-	65,63
M_{R3-4}	-	-	-	1,00	-	15,07	-	0,56	-	0,15	1,17	17,96

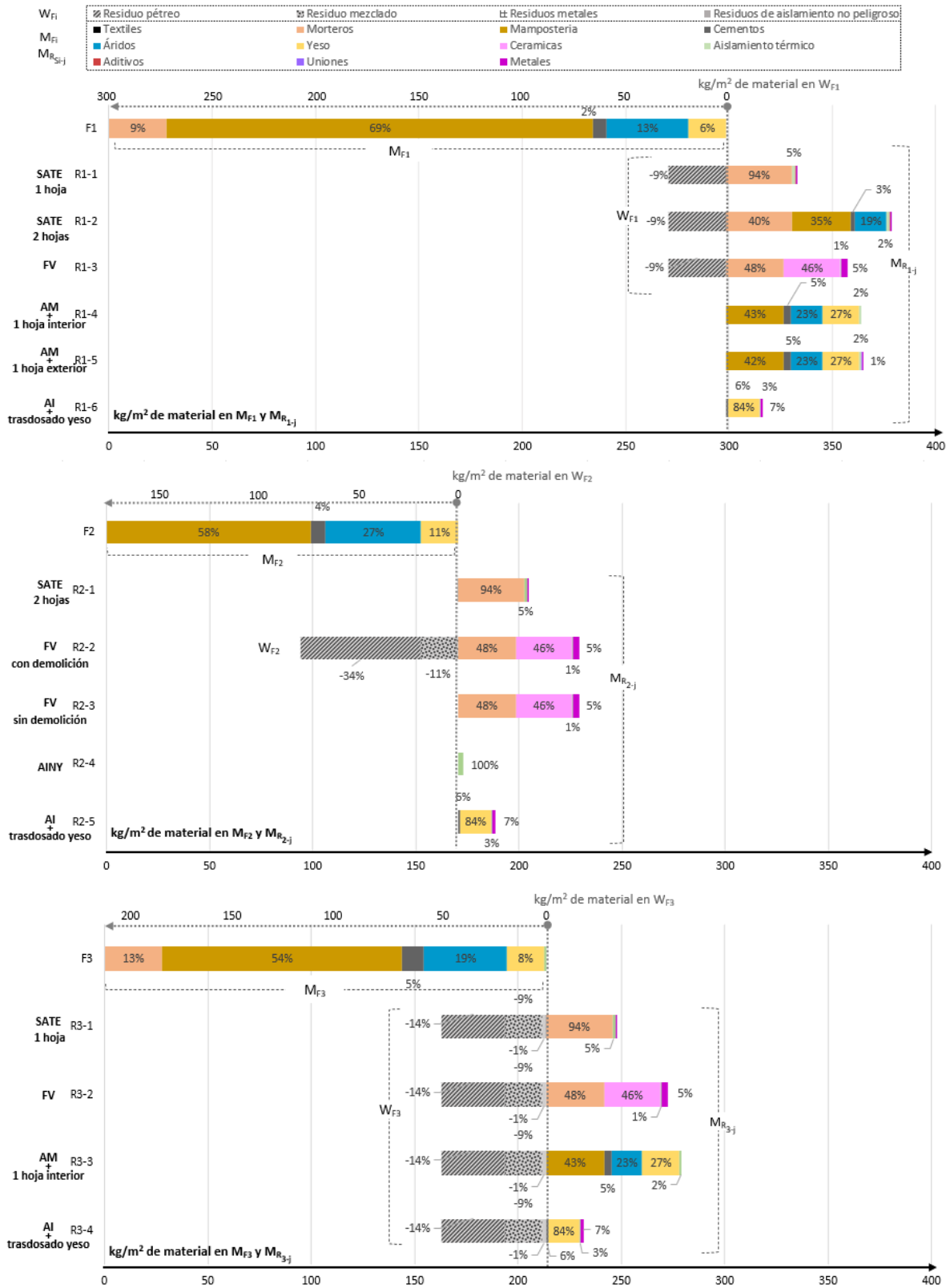


Figura 4. Caracterización de materiales (M_{F_i} y M_{R_{i-j}}) y de residuos de demolición (W_{F_i})

4. Discusión

De acuerdo con la Figura 4, de la caracterización de materiales de las fachadas existentes (M_{Fi}) se observa que la fachada F1 es la más pesada (300 kg/m^2), debido principalmente a que se trata de un muro de carga de ladrillo macizo. Va seguida por las fachadas F3 (226 kg/m^2) y F2 (170 kg/m^2), cuyo menor peso se debe a la introducción de materiales más ligeros (ladrillo perforado y hueco). Es importante destacar que cerca del 50% del peso total de cada solución de fachada es aportado por la mampostería, seguida de los áridos, morteros y yesos.

En cuanto a la caracterización de las alternativas de rehabilitación (M_{Ri-j}), cabe indicar que solamente se cuantifican los nuevos materiales incorporados, que varían en función del tipo de solución. Por ejemplo, al instalar un SATE, el mortero es el material que más contribuye al peso, mientras que en el caso de una fachada ventilada (FV), lo es el revestimiento cerámico junto con el mortero. En las alternativas donde se añade una nueva hoja de ladrillo (aislamiento intermedio, AM, y aislamiento interior, AI) para crear la cámara de aire donde instalar el aislamiento térmico, ésta supone aproximadamente el 40% del peso total, y en las AI con trasdosado de yeso, predomina este material debido al uso de placas de yeso laminado. Aquí, tanto para F1 como F3, el menor peso añadido en un escenario de rehabilitación es cuando se instala trasdosado de yeso con aislamiento por el interior. En la F2, inyectar aislamiento es la mejor alternativa por bajo peso y residuo cero generado, pero ofrece menores prestaciones energéticas (espesor de 50 mm).

Los residuos de demolición (W_{Fi}) dependen directamente de la configuración de la fachada existente y de la actuación de rehabilitación a realizar. Como se observa en la Figura 4, no todas las alternativas de rehabilitación propuestas generan residuos, lo que es un criterio a tener en cuenta en la toma de decisión. Este es el caso de la F1 que, al ser una fachada de una hoja, en las alternativas que contemplan el aislamiento térmico por el exterior únicamente se requiere demoler el enfoscado de mortero, generando principalmente residuos pétreos, y algunas de las alternativas que intervienen por el interior (R_{1-4} , R_{1-5} y R_{1-6}), directamente no generan residuos. Por otro lado, en la F2, el instalar una fachada ventilada (FV) de una sola hoja, es la única solución donde se producen residuos ya que implica demoler la hoja interna, generando residuos mezclados y pétreos provenientes de la mampostería, enfoscado de cemento y enlucido de yeso. La solución con aislamiento inyectado (AINY) es la que menor residuo genera e instalación de nuevo material, pues se aprovecha la propia cámara de aire para incorporar el aislamiento térmico. En las alternativas de la F3 se contempla incrementar el espesor de aislamiento térmico a 70 mm (anterior de 50 mm), lo que implica demoler la hoja interna de mampostería y el material de aislamiento térmico, generando residuos en todas las alternativas, principalmente residuos pétreos, seguida por la fracción de residuos mezclados y en menor cantidad la fracción de aislamiento térmico.

5. Conclusiones

Tras realizar la caracterización de materiales y de residuos de demolición de diferentes alternativas de rehabilitación para tres fachadas típicas mediterráneas correspondientes a tres periodos temporales, se evidencia que los materiales predominantes en la mayoría de fachadas de la región Mediterránea son ladrillos, cementos, áridos y morteros, clasificados como residuos pétreos según el LER, los cuales tienen un alto potencial de reciclaje y reutilización como áridos secundarios después de su debido tratamiento, volviendo como materia prima en las actividades de construcción y contribuyendo así a la economía circular. Hay que tener en cuenta que, la rehabilitación de edificios no solo los mejora energéticamente, sino que además contribuye a alargar la vida útil, evitando la demolición total y la consiguiente generación de grandes cantidades de residuos, cuyo costo de tratamiento y eliminación es elevado. Como limitación del estudio, cabe indicar que no se contemplan los residuos generados en la propia construcción de las nuevas alternativas de rehabilitación.

Los resultados de este estudio constituyen una ayuda a la toma de decisión para seleccionar las alternativas de rehabilitación con criterios de minimización de residuos de demolición. El estudio se podría

complementar a futuro con la evaluación ambiental y/ o económica, donde se establezcan escenarios de tratamiento y disposición final de los residuos anteriormente identificados, además de considerar otros criterios, como los inconvenientes ocasionados a las personas usuarias del edificio, derivados de las obras de rehabilitación.

Agradecimientos

Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación de la Conselleria de Innovación, Universidades, Ciencia y Sociedad Digital (Generalitat Valenciana) (Proyecto CIGE/2021/054).

Referencias

- Anape, 2021. Guía Técnica para la Rehabilitación de la Envoltura Térmica de los Edificios.
- Braulio-Gonzalo, M., Bovea, M.D., Jorge-Ortiz, A., Juan, P., 2021. Contribution of households' occupant profile in predictions of energy consumption in residential buildings: A statistical approach from Mediterranean survey data. *Energy Build.* 241, 110939. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.110939>
- COM662, 2020. A Renovation Wave for Europe - Greening our buildings, creating jobs, improving lives. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions.
- CTE, 2019. Real Decreto 732/2019, de 20 de diciembre, por el que se actualiza el Documento Básico DB-HE Ahorro de Energía del Código Técnico de la Edificación, aprobado por el Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo de 2006.
- CTE, 2011. Catálogo de Elementos Constructivos del CTE. URL <https://itec.cat/cec/Pages/BusquedaSC.aspx>
- CTE, 2006. Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. España.
- CYPE Ingenieros S.A., 2022. Generador de precios de la construcción. España. URL <http://www.generadordeprecios.info/#gsc.tab=0>
- DICONA, 2018. Aislamiento y eficiencia energética en fachadas.
- Gaspar, P.L., Santos, A.L., 2015. Embodied energy on refurbishment vs. demolition: A southern Europe case study. *Energy Build.* 87, 386–394. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.11.040>
- ISOVER, 2021. Catálogo de elementos constructivos ISOVER para edificación (según CTE).
- IVE, 2022. Base de datos de construcción. URL <https://bdc.f-ive.es/BDC22/1>
- Loga, T., Balaras, C., Dascalaki, E., M. Šijanec Zavrl, A. Rakušček, V., Corrado, S., Corgnati, H., Despretz, C., Roarty, M., Hanratty, B., Sheldrick, W., Cyx, M., Popiolek, J., Kwiatkowski, M., Groß, C., Spitzbart, Z., Georgiev, S., Iakimova, T., Vimmr, K.B., Wittchen, J., Diefenbac, N., 2012. Use of Building Typologies for Energy Performance Assessment of National Building Stocks . Existent Experiences in European Countries and Common Approach, Building.
- NBE-CT-79, 1979. Real Decreto. Norma Básica de la Edificación sobre condiciones térmicas en los edificios. España.
- Parlamento Europeo y del Consejo, 2014. Decisión 2014/955/UE por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos.
- PUMA, 2020. Soluciones constructivas para AISLAMIENTO TÉRMICO EXTERIOR (SATE).
- Serrano Lanzarote, B., 2011. Catálogo de soluciones constructivas de rehabilitación: Doc: DRD 07/11, Decreto 132/2006 de Consell.

CÁTEDRA DE ARQUITECTURA CIRCULAR: FORMACIÓN, ESTRATEGIAS, PROYECTOS E INICIATIVAS

Ángel M. Pitarch Roig^{(1) (3)*}; María José Ruá Aguilar ^{(1) (3)}; Lucía Reig Cerdá ^{(1) (3)}; Beatriz Sáez Riquelme ^{(2) (3)};
Francisco Colomer Mendoza⁽¹⁾; Manuel Cabeza González ^{(2) (3)}; Teresa Gallego Navarro^{(2) (3)}; Joaquín A.
Martínez Moya^{(2) (3)}; M^a Ángeles Roca Fernández ⁽³⁾

¹Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción,

²Departamento de Ingeniería Sistemas Industriales y Diseño

³Cátedra Arquitectura Circular

Universitat Jaume I, España

*angel.pitarch@uji.es

Resumen

La Arquitectura es una de las ocupaciones más antiguas del hombre. Si bien ha permitido mejorar sus condiciones de vida, es una actividad que genera un elevado impacto ambiental. El reto que supone el cambio climático implica la adaptación de la Arquitectura, como parte de la solución, en la consecución de un desarrollo sostenible y un modelo económico circular.

En este contexto, en 2020, la Universitat Jaume I (UJI) firmó un convenio con la Vicepresidencia Segunda del Consell y Conselleria de Vivienda y Arquitectura Bioclimática para la creación de una Cátedra de Arquitectura Circular. Su objetivo principal es promover un modelo circular de Arquitectura. Para ello, desde la Cátedra se llevan a cabo actividades de investigación, difusión y formación, en la búsqueda de posibles estrategias para que se produzca el cambio en el entorno construido.

En esta ponencia se propone un modelo bidimensional que sintetiza los aspectos fundamentales de la Arquitectura Circular, con el fin de identificar los puntos clave para promover el nuevo modelo de arquitectura que previsiblemente se irá consolidando en los próximos años. Posteriormente, y entre las actividades realizadas por la Cátedra, esta ponencia se centra en las conclusiones obtenidas para la adaptación y mejora de la formación del estudiantado alineada con el nuevo modelo. Se identifican los distintos agentes en el proceso constructivo y se detectan así las competencias necesarias para los técnicos redactores del proyecto, y para los técnicos responsables de la ejecución.

Palabras clave: arquitectura; económica circular; sostenibilidad

1. Introducción

El cambio climático constituye uno de los mayores retos de la historia de la humanidad. Su reconocimiento por la mayor parte de la comunidad científica y, sobre todo, de los actores políticos, hace que se establezcan objetivos a corto, medio y largo plazo con el fin de mitigar y adaptarse a la situación. Así lo demuestran los objetivos establecidos en la Conferencia de París en 2015, centrados en limitar el aumento medio de la temperatura global a 2 °C respecto a los niveles preindustriales y alcanzar la neutralidad climática en 2050. En esta línea, la Comisión Europea adoptó un conjunto de propuestas para adaptar sus políticas en materia

de clima, energía, transporte y fiscalidad, con el fin de reducir las emisiones netas de gases de efecto invernadero en al menos un 55 % de aquí a 2030, en comparación con los niveles de 1990, el conocido como Pacto Verde (Comisión Europea 2019). En este proceso, los medios construidos tienen un importante papel, ya que, si bien las ciudades y asentamientos humanos ocupan sólo el 3% de la superficie terrestre, consumen entre el 60% y el 80% de la energía y producen al menos el 70% de las emisiones de carbono (ONU 2015). Por ello, tal como recogen la Nueva Agenda Urbana y el Objetivo de Desarrollo Sostenible número 11 de las Naciones Unidas (ONU, 2016), la creación de ciudades seguras, resilientes y sostenibles es una de las principales prioridades. El Pacto Verde, entre otras cosas, incluye la rehabilitación y eficiencia energética de los edificios, junto con la utilización de productos de mayor vida útil, que puedan ser reparados, reciclados y reutilizados. Para ello, la economía debe modificar su modelo hacia la circularidad y, especialmente, el sector de la construcción: aportando nuevas ideas para minimizar el consumo de recursos, formas de construir que impliquen menores impactos tanto durante la construcción, como durante la deconstrucción y flexibles en su fase de uso... Este cambio y esfuerzo implica a todos los agentes, pues la Administración (a cualquier escala: estatal, regional, local, etc.), empresas relacionadas con el sector, profesionales, formadores de profesionales, y la propia ciudadanía, tienen una responsabilidad compartida.

2. Objetivos

El objetivo de la Cátedra de Arquitectura Circular de la UJI es analizar las estrategias del modelo de Arquitectura Circular, definiendo los principios y puntos clave. En este trabajo se presentará la Cátedra, se indicarán las actividades llevadas a cabo por ésta, y se examinarán las principales competencias que deberían adquirir los futuros profesionales de la arquitectura para promover un modelo Circular.

3. Metodología

Para poder analizar los conceptos de economía circular aplicables a la arquitectura y definir las competencias formativas necesarias de los técnicos involucrados en los procesos de edificación, resulta necesario definir el contexto, así como el desarrollo de las diferentes etapas en la construcción de un edificio, los impactos provocados en cada una de ellas y su vinculación con la economía circular. Para ello, se propone un análisis bidimensional: temporal y espacial. Figura 1.

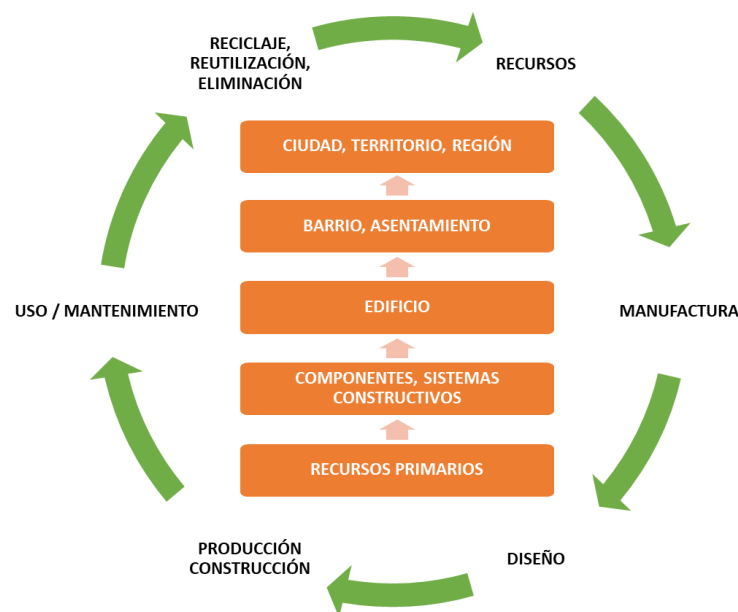


Figura 1. Enfoque bidimensional del modelo circular aplicado al producto arquitectónico. (Elaboración propia)

Mientras que dimensión temporal tiene en cuenta al producto arquitectónico en el tiempo, desde su concepción, construcción, uso y valorización al final de su vida útil (de la cuna a la cuna); su concepción espacial atiende a una cuestión de escala, analizando cómo cada componente del edificio y el edificio en global, integrado en la escala urbana, tienen algo que aportar a la Arquitectura Circular. La figura 1 resume este enfoque bidimensional, cuyos apartados serán descritos en las siguientes secciones. La dimensión temporal se recoge en la parte más externa de la figura, y puede ser aplicada a cada escala de la dimensión espacial, en el centro de la figura.

4. La Cátedra de Arquitectura Circular de la Universitat Jaume I (UJI)

El objetivo de esta Cátedra es trabajar en temas de investigación, difusión y formación, en la línea de la Arquitectura Circular que contribuyan a la transición ecológica en el entorno construido. Tiene así mismo un carácter tecnológico, pues está formada por profesorado de los departamentos de Ingeniería Mecánica y Construcción y de Ingeniería de Sistemas Industriales y Diseño de la UJI.

A lo largo de los dos años de funcionamiento de la Cátedra se han realizado diversas actividades de formación tales como jornadas, talleres, charlas de difusión, y premios sobre economía circular aplicada a la arquitectura, prefabricación, residuos, o el libro electrónico del edificio. Además, es destacable la labor formativa de los profesionales, cuyo desempeño laboral tendrá un impacto en el futuro. Así mismo, se ha fomentado la investigación, fundamentalmente en el ámbito de la reutilización de residuos de la construcción para el desarrollo de cementos y hormigones más sostenibles. En lo referente a la transferencia, la Universidad juega un papel relevante en la sensibilización y transmisión del conocimiento a la sociedad en general.

5. Análisis bidimensional

5.1. La dimensión temporal

Desde el enfoque más técnico de la Arquitectura, la metodología “Sustainability of construction works” permite evaluar el comportamiento medioambiental de un edificio, de forma similar al análisis de ciclo de vida (ACV) de los productos y servicios, desarrollada por el Comité Técnico 350 del Comité Europeo de Normalización (CEN/TC 350). Tal como recoge la Figura 2, este sistema define un enfoque temporal que permite identificar momentos clave, y que incluye cuatro etapas a lo largo de la vida del edificio, de acuerdo con el análisis del ciclo de vida (ACV): producción, construcción, uso y disposición final.

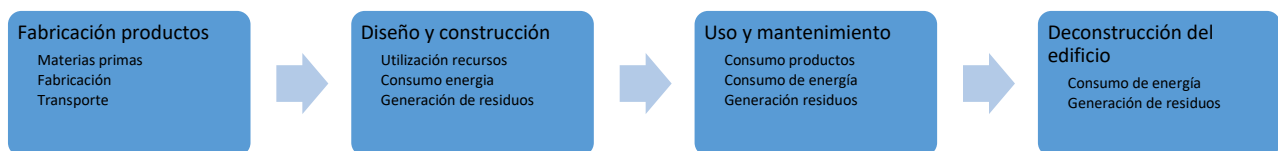


Figura 2. Etapas de vida de un edificio (Elaboración propia)

El enfoque circular propone un esquema sin fin, como el aportado en la figura 3, donde se tienen en consideración todas las etapas que ya venía considerando el ACV en sus orígenes “de la cuna a la tumba”, ampliando a la circularidad del modelo con el enfoque “de la cuna a la cuna”. De este modo, se representa gráficamente la duración relativa en el tiempo de cada etapa, las cuales se describen brevemente a continuación.

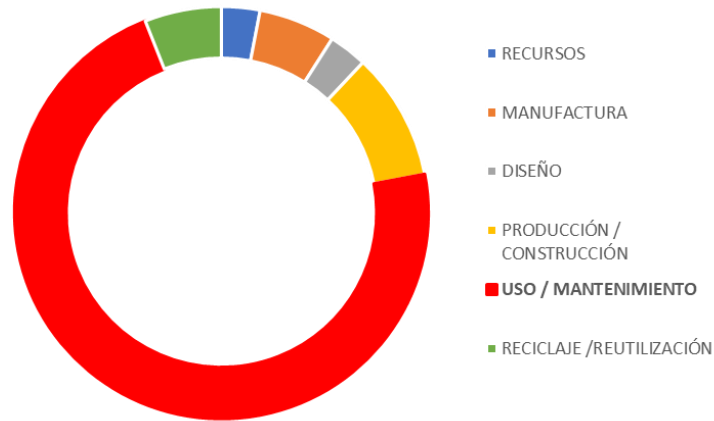


Figura 3. Etapas de vida de un edificio en el modelo circular. (Elaboración propia)

5.1.1. Fabricación de productos

Todo proceso de construcción de un edificio lleva consigo la utilización de materiales de construcción. Según la ONU, en 2020 la extracción, el transporte y la fabricación de materiales de construcción representaron el 10% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero.

Se puede hablar de tres aspectos clave: materias primas, fabricación y transporte. En primer lugar, la extracción de materias primas de la naturaleza provoca grandes impactos medioambientales y paisajísticos. Las tendencias, alineadas con la sostenibilidad, abogan por la utilización de materias primas de proximidad, uso de subproductos industriales o materiales reciclados, reduciendo de este modo la huella de carbono producida por la extracción de materias primas. En segundo lugar, los procesos de fabricación suponen la elaboración de nuevos productos mediante una serie de procesos industriales. Tal como indica Arenas (2008) los procesos de fabricación de materiales provocan efectos medioambientales como: emisiones de CO₂, polvo en suspensión, ruidos y vibraciones, vertidos líquidos, residuos y un consumo energético. Según diversos autores, tal como indica EcoHabitar (2023), la producción de los materiales para un metro cuadrado de una edificación estándar genera unas 0,5 toneladas de CO₂ y requiere de un consumo energético de 1600 kWh (equivalente a 150 litros de gasolina). Tradicionalmente la economía se centraba en la utilización de productos locales, con unos bajos costes energéticos e impactos ambientales, sin embargo, los fenómenos de globalización han permitido disponer de materias primas y materiales de cualquier parte del mundo, lo que se traduce en importantes impactos medioambientales asociados al transporte. La actual crisis energética supone un freno a estos fenómenos de globalización de materias primas como consecuencia del importante incremento de costes.

Desde una perspectiva temporal, la primera etapa de selección de materiales es el primer aspecto crucial. La sostenibilidad requiere de una selección que prime reducir el uso de nuevos materiales, o que estos tengan bajos costes ambientales en extracción, producción y transporte. Cabe destacar los importantes esfuerzos que están llevando a cabo las empresas para reducir todos estos impactos negativos, así como el papel crucial que tiene la normativa en el ámbito de la construcción.

5.1.2. Diseño y construcción del edificio

El proceso de diseño y construcción de los edificios puede provocar diversos impactos tanto en la propia fase de construcción, como en la fase de uso del edificio. Un diseño cuidado, adecuado al emplazamiento, al uso previsto, a la vida útil del edificio y con espacios flexibles capaces de adaptarse fácilmente a nuevos usos y necesidades, permite potenciales ahorros tanto energéticos como de recursos. En la fase de construcción, una correcta elección de procesos constructivos más eficientes revierte en un menor consumo de recursos. Más allá de estos impactos que inciden en el medio ambiente, otros inciden en la

salud, tales como la presencia de contaminantes o toxinas. Según las Cuentas Medioambientales del INE (2020) aproximadamente el 30% de los residuos generados por sectores de actividad y hogares corresponden al sector de la construcción, de ahí su importancia. En conclusión, se debería reducir el consumo de recursos materiales, energía y a minimizar la producción de residuos de construcción difícilmente recuperables, reciclables o valorizables.

5.1.3. Uso, mantenimiento y rehabilitación del edificio

El parque edificatorio español cuenta con 10 millones de edificios, 9,7 millones de uso residencial y el resto terciario, según el Plan Nacional de Acción de Eficiencia Energética (PNAEE 2014-2020). Prolongar la vida útil de los edificios, con un adecuado uso y mantenimiento, es una de las estrategias que permite optimizar los recursos disponibles, evitando el consumo de materias primas nuevas, ocupación de suelo, gasto energético, etc. La rehabilitación se postula por tanto como una de las estrategias para alinearse con los criterios de la arquitectura circular, al permitir reutilizar los edificios y aprovechar recursos ya existentes.

Por otra parte, dado que la vida útil de los edificios es muy extensa (figura 3), su uso adecuado es una aportación muy importante a la sostenibilidad. En general, la nueva construcción, ya cuenta con requisitos estrictos, tales como los edificios de consumo energético casi nulo. Sin embargo, el verdadero problema radica en la edificación existente. España cuenta con 25 millones de viviendas de las que aproximadamente el 90% de los edificios son anteriores a la aplicación del Código Técnico de la Edificación (aprobado en 2006) y el 60% se construyeron sin ninguna normativa de eficiencia energética (anteriores a la norma NBE-CT 79). Datos del Instituto de Diversificación y Ahorro Energético (IDAE), indican que el sector de los edificios supone el 30% del consumo final de energía (18% viviendas y 12% sector terciario) y concentran un tercio de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Las políticas de rehabilitación del parque edificatorio existente están siendo y seguirán siendo cruciales, ya que el ritmo de rehabilitación de la edificación en España, necesita incrementarse de manera significativa, para alcanzar la neutralidad climática propuesta por la UE en 2050.

5.1.4 Deconstrucción o demolición y gestión de residuos

Esta fase es clave, pues permite cerrar el círculo, y está altamente condicionada por las decisiones tomadas en las fases anteriores. Por ejemplo, frente a la demolición, un sistema constructivo industrializado que permite el desmontaje de los distintos elementos constructivos tiene más garantías de recuperar los productos resultantes tanto para su reutilización como para su reciclaje o valorización. En este sentido, durante los últimos años se han aprobado diversas leyes, como la *Ley 7/2022 de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular*, que abogan por aspectos como reducir los residuos generados o construir con materiales recuperados, tratando con ello de minimizar los residuos depositados en vertederos, marcando entre otros el objetivo de preparación para la reutilización o reciclado del 70% de los residuos de construcción y demolición no peligrosos.

5.2. La dimensión espacial

Tal como recoge la figura 1, cualquiera de las etapas analizadas en el apartado anterior puede aplicarse a las diferentes escalas (sistemas constructivos, edificio, barrio, ciudad...). Así, por ejemplo, la selección de un determinado sistema o material puede condicionar su posterior recuperación, y en la escala edificio, la rehabilitación y el mantenimiento suponen el máximo exponente en la recuperación y ahorro de recursos. Finalmente, debe considerarse también la escala urbana, pues el edificio reacciona al metabolismo urbano circundante e impacta sobre él.

6. Estrategias de la arquitectura circular

Existen diversas investigaciones sobre las estrategias de la economía circular aplicables a la arquitectura. En el contexto de la Cátedra, y teniendo en cuenta que uno de los objetivos del presente trabajo es analizar

los principios de la Arquitectura Circular con el fin de mejorar la formación de los futuros técnicos, se ha tomado como referencia el proyecto de investigación europeo BUS-GoCircular (2020). En este proyecto se analizan las habilidades que deberían tener los técnicos implicados en la construcción, así como las carencias que presentan en su formación. De modo similar, la Comisión Europea (2020) ha definido los agentes, principios y estrategias de la economía circular aplicados a la construcción.

6.1. Agentes

En el documento *Circular Economy - Principles for Building Design* de la Comisión Europea (2020) se definen los siguientes agentes: usuarios, administradores y propietarios; equipos de diseño; constructores; fabricantes de productos; equipos de deconstrucción o demolición; inversores, desarrolladores y proveedores de seguros; gobiernos, reguladores y autoridades locales.

Todos ellos forman parte importante del proceso y tienen una responsabilidad compartida.

6.2. Principios de la economía circular aplicables a la arquitectura

De la información analizada se extraen los siguientes principios, estructurados en cuatro bloques:

Generales (G):

- A. Los principios de diseño de la economía circular y los edificios sostenibles son aplicables a todos los actores a lo largo de la cadena de valor.
- B. Las opciones sostenibles deben tener en cuenta los costes totales del ciclo de vida, el rendimiento financiero y no financiero de las inversiones.
- C. Deben existir o desarrollarse modelos de negocio viables para cada operador económico en el suministro o valor cadena.
- D. Los principios deben aplicarse teniendo en cuenta la proporcionalidad: los beneficios deben superar los costes.
- E. Se necesita un mejor conocimiento sobre las técnicas de construcción para facilitar la deconstrucción y mejorar la durabilidad y adaptabilidad de un edificio.

Durabilidad (D): La durabilidad de los edificios depende de un mejor diseño, un mejor rendimiento de los productos de construcción y el intercambio de información.

Adaptabilidad (A): Prevenir la demolición prematura de edificios mediante una nueva cultura de diseño.

Reducir los residuos y facilitar la gestión de residuos de alta calidad (RW): Diseñar productos y sistemas que puedan reutilizarse, repararse, reciclarse o recuperarse.

6.3. Relación entre agentes de la edificación, principios y estrategias

La Tabla 1 recoge los principios y estrategias que deben aplicar los diferentes técnicos que intervienen en la vida del edificio (diseñadores, constructores, fabricantes de productos, equipos de deconstrucción...).

Tabla 1. Principios y estrategias que deben aplicar los técnicos de la edificación

Agentes	Principios	Estrategias
Diseñadores	G	<ul style="list-style-type: none"> • Tener en cuenta los costes y beneficios durante toda la vida útil. • Considerar los métodos de evaluación de la circularidad.
	A	<ul style="list-style-type: none"> • Promover y asegurar la reversibilidad y adaptabilidad. • Evaluar la idoneidad del diseño del edificio propuesto.
	RW	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizar materiales fáciles de reciclar o reutilizar. • Utilizar materiales fáciles de gestionar como residuos. • Tener en cuenta los aspectos de la economía circular.

Agentes	Principios	Estrategias
Constructores	G	<ul style="list-style-type: none"> Utilizar técnicas constructivas que faciliten la durabilidad y resiliencia de los materiales y edificios.
	A	<ul style="list-style-type: none"> Utilizar técnicas constructivas que faciliten la adaptabilidad.
	RW	<ul style="list-style-type: none"> Planificar la construcción para conseguir los máximos beneficios (económicos, medioambientales, de salud) en las diferentes fases. Facilitar la deconstrucción utilizando técnicas estandarizadas. Dar preferencia a productos reciclados, reciclables, reutilizables y/o reutilizados.
Fabricantes de productos	D	<ul style="list-style-type: none"> Considerar el nivel de durabilidad potencial del edificio en base a su ACV. Utilizar principios de diseño ecológico y evaluar la durabilidad. Desarrollar soluciones para una mayor durabilidad.
	RW	<ul style="list-style-type: none"> Incrementar el potencial de reciclaje y revalorización proporcionando la información necesaria. Utilizar pasaportes de materiales y de construcción. Minimizar el uso de recursos naturales en los productos de construcción siempre que sea factible. Evitar sustancias peligrosas.
Equipos de deconstrucción y demolición	RW	<ul style="list-style-type: none"> Crear condiciones de reciclaje para todos los materiales potencialmente reciclables. Realizar auditorías previas a la deconstrucción o previa al desarrollo y utilizar las herramientas de información apropiadas. Aplicar las técnicas de desmantelamiento adaptadas. Realizar una clasificación en origen.

7. Resultados: competencias necesarias en el ámbito de la arquitectura

Para aplicar estos principios a la arquitectura resulta necesario que los técnicos redactores del proyecto, y los técnicos responsables de la ejecución de la obra sean conocedores de ellos. Dado que en España los planes de estudios se organizan mediante la definición de las competencias que deben adquirir los futuros profesionales, se proponen, entre otras, las siguientes competencias:

Competencias relativas a los arquitectos (fase de diseño del edificio)

- Ser capaz de priorizar el uso de recursos eficientes y regenerativos.
- Ser capaz de diseñar con criterios de resiliencia y adaptabilidad para el futuro.
- Conocer y saber aplicar técnicas de ensamblaje.
- Saber aplicar estrategias para aumentar la vida útil de los edificios.

Competencias de los arquitectos técnicos, ingenieros de edificación o ingenieros civiles (fases de construcción y mantenimiento)

- Conocer los criterios de la economía circular aplicables a la arquitectura.
- Ser capaz de seleccionar materiales con criterios de circularidad.
- Ser capaz de definir soluciones constructivas que faciliten el desmontaje y recuperación.
- Ser capaz de establecer procedimientos para el desmontaje y reaprovechamiento de materiales.
- Ser capaz de realizar planificaciones para la deconstrucción, reciclaje o reutilización.

8. Conclusiones

La arquitectura y la construcción son sectores clave en el proceso de transición ecológica hacia un modelo circular, por lo que resulta de gran relevancia prestar especial atención a la formación de los futuros profesionales, para que sean capaces de diseñar, construir, mantener y rehabilitar edificios con el menor impacto ambiental posible. La arquitectura circular debe promover edificios más eficientes energéticamente, contruidos con técnicas que permitan su adaptabilidad y fácil desmontaje, y con materiales más sostenibles, reciclados, reciclables reutilizados y/o reutilizables... Para que todo ello sea posible es esencial la formación técnica en este ámbito de todos los agentes intervinientes.

Agradecimientos

A la Vicepresidencia Segunda del Consell y Conselleria de Vivienda y Arquitectura Bioclimática de la Generalitat Valenciana por la promoción y financiación de la Cátedra de Arquitectura Circular.

Referencias

- Arenas Cabello, F. J. (2008) Los materiales de construcción y el medio ambiente. Rev Medio Ambiente & Derecho: Revista electrónica de derecho ambiental. Nº. 17, 2008
https://huespedes.cica.es/gimadus/17/03_materiales.html (acceso 24/03/2023)
- BUS-GoCircular (2020) BUS-GoCircular: Shaping a Circular Sustainable Future- European Union's Horizon 2020 Research and Innovation Programme <https://busgocircular.eu/> (acceso 24/03/2023)
- Comisión Europea (2019) Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. El Pacto Verde Europeo <https://www.consilium.europa.eu/es/policies/green-deal/> (acceso 28/03/2023)
- Comisión Europea (2020). Circular Economy - Principles for Building Design. Obtenido de <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/39984> (acceso 24/03/2023)
- Ecohabitar ESP, 2023. Impacto de los materiales de construcción, análisis de ciclo de vida. <https://ecohabitar.org/impacto-de-los-materiales-de-construccion-analisis-de-ciclo-de-vida/> (acceso 20/02/2023)
- INE 2022. (Instituto Nacional de Estadística) Cuentas medioambientales: Cuenta de los residuos Año 2020. https://www.ine.es/prensa/cma_2020_res.pdf (acceso 24/03/2023)
- Mercader, M. P., Ramírez de Arellano, A., & Olivares, M. (2012). Modelo de cuantificación de las emisiones de CO2 producidas en edificación derivadas de los recursos materiales consumidos en su ejecución. Informes De La Construcción, 64(527), 401–414. <https://doi.org/10.3989/ic.10.082>
- Monroy Bobadilla, Alejandro 2018. "IMPACTO AMBIENTAL DURANTE EL PROCESO DE CONSTRUCCIÓN – CMICAC." Artículo En La Web Del Colegio Mexicano de Ingenieros Civiles A.C, December. <https://cmicac.com/2018/12/13/impacto-ambiental-durante-elproceso-de-construccion/> .
- PNAEE 2014-2020. Plan Nacional de Acción de Eficiencia Energética 2014-2020. Ministerio de Industria, Energía y Turismo 2014. <https://www.asociacion3e.org/documento/plan-nacional-de-accion-de-eficiencia-energetica-2014-2020> (acceso 24/03/2023)
- ONU 2015. Objetivos de Desarrollo Sostenible. Objetivo 11. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/cities/> (acceso 28/03/2023)
- ONU 2017. (Organización de Naciones Unidas) "Nueva Agenda Urbana" Quito 2016 <https://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Spanish.pdf> (acceso 24/03/2023)

AVANCES EN LADRILLOS DE PET RECICLADO POR UNA RETROALIMENTACIÓN CON EL MEDIO PRODUCTIVO

Barrio García-Castro, Clara^{1,2}, Peisino, Lucas Ernesto*¹; Gaggino, Rosana¹; Kreiker, Jeronimo¹; Barbero-Barrera, María del Mar²

¹Centro Experimental de la Vivienda Económica (CEVE)-CONICET, AVE. Igualdad 3585, Córdoba, Argentina

²Escuela Técnica Superior de Arquitectura, Universidad Politécnica de Madrid, Avda. Juan de Herrera 4, 28040, Madrid, España

*lpeisino@ceve.org.ar

Resumen

Desde hace ya 20 años se ha desarrollado la tecnología del ladrillo de PET (tereftalato de polietileno) y actualmente se encuentra en una etapa transferencia tecnológica. Se han instalado alrededor de 10 emprendimientos productivos en distintas provincias de Argentina que se han sostenido en el tiempo. A partir de la producción a escala real de estos emprendimientos se identificaron dificultades asociadas con la producción de los ladrillos. Por esto, surge la necesidad de rediseñar el proceso productivo y la fórmula de la mezcla cementicia con PET reciclado.

En este trabajo se presentan los resultados tendientes a obtener mampuestos utilizando PET reciclado en granulometrías mayores respecto a las hasta ahora utilizadas, ya que el triturado del plástico es la etapa más lenta y, por lo tanto, determinante de la producción. Se reportan las propiedades de los mampuestos, relativas a la resistencia mecánica de flexión y compresión.

Para ello, se elaboraron probetas de mortero de cemento, agregado de PET reciclado y diversos aditivos que modifican la cohesión entre el plástico y la matriz cementante. Se observó que es posible elaborar morteros de PET con granulometría de 8 mm y obtener propiedades mecánicas que cumplen con lo exigido por la normativa vigente. Con los resultados obtenidos en esta investigación será posible tramitar el Certificado de Aptitud Técnica para ladrillos de PET reciclado con granulometrías mayores a la actualmente certificada, y contribuir a una mejora sustancial de la producción en el medio local de los mismos.

Palabras clave: ladrillo de PET; producción local; rediseño, PET grueso, propiedades mecánicas.

1. Introducción

En el Centro Experimental de la Vivienda Económica (Córdoba, Argentina) se ha desarrollado hace ya 20 años la tecnología del ladrillo de PET (tereftalato de polietileno) y, actualmente, se encuentra en una etapa de fructífera transferencia al medio local. La mencionada tecnología fue patentada en Argentina en el año 2003 (Berretta et al., 2003) y luego fue perfeccionada para cumplir con las solicitudes físico-mecánicas exigidas por la normativa vigente. Se logró obtener un mortero cementicio con incorporación del 100% de un agregado de plástico reciclado, el cual consistía en botellas de PET trituradas a una granulometría de 3 mm. El mencionado mortero fue utilizado para la elaboración de ladrillos macizos de dimensiones 25 x 12,5 x 5,5 cm y fue certificado para su uso en construcciones civiles por el Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda de la Nación Argentina (Gaggino, 2008). Para lograr la certificación es

necesario que el componente constructivo cumpla con suficiencia una serie de ensayos de laboratorio y es necesaria la construcción de un prototipo de vivienda que es evaluada durante un período de tiempo de 2 años. Dentro de las exigencias para la certificación uno de los parámetros más importantes es la resistencia a la compresión simple, que según la norma IRAM 12566 debe ser igual o mayor que 1,5 MPa para mampuestos con función “no portante” y mayor que 4,0 MPa para mampuestos con función “portante” (IRAM, 2005). El ladrillo de PET certificado por el CEVE en el año 2006 posee una resistencia característica a la compresión de 2,0 MPa y por lo tanto cumple una función “no portante”.

Por otro lado, el ladrillo de PET certificado posee la propiedad de tener una aislación térmica superior a la de los ladrillos tradicionales de tierra cocida ya que se determinó un coeficiente de conductividad térmica de 0,15 W/mK y una densidad aparente de 944 kg/m³. A su vez, se obtuvieron muy buenos resultados en los ensayos de resistencia al fuego, el cual fue clasificado como material clase RE 2 “Material combustible de muy baja propagación de llama” según las especificaciones de la norma IRAM 11901-1 y 11901-3 (IRAM, 1994a, 1994b). Los ensayos de permeabilidad al vapor de agua y de adherencia de revestimientos también dieron resultados aceptables para su certificación, según normativa vigente, similares a las de los bloques de hormigón tradicionales.

Desde el año 2015, se han instalado alrededor de 10 emprendimientos productivos en diversos lugares del territorio argentino. A partir de la producción a escala real de estos emprendimientos se han detectado una serie de dificultades asociadas con la producción de los ladrillos de PET reciclado descritos anteriormente. Uno de estos problemas, es lo costoso que se hace, para los proyectos que procesan cantidades de PET superiores a 5000 kg/mes, el triturado de las botellas a la granulometría de 3 mm solicitada para la fabricación de los ladrillos. Los altos costos están asociados a dos razones: una de ellas es que el tiempo necesario para moler las botellas es demasiado largo, debido a que en la mayoría de los emprendimientos se cuenta con un solo molino para el triturado y, por lo tanto, es necesario realizar más de una molienda con equipo ya que la reducción hasta los 3 mm se hace de manera escalonada, utilizando dos tamices con agujeros de distinto diámetro; la otra razón es el elevado costo económico de desgaste y el consiguiente afilado de la cuchillas de los molinos trituradores, este mantenimiento se debe llevar a cabo mensualmente o incluso cada 15 días. De esta manera se generan inconvenientes también en la logística y tiempo de pausa en la fábrica de ladrillos de PET debido al desmontado y montado de cuchillas.

Por las razones mencionadas anteriormente, es que surge la necesidad de rediseñar tanto el proceso productivo, como la fórmula de la mezcla cementicia con PET reciclado. En este trabajo se presentan los primeros avances en el estudio de la utilización de partículas de PET con tamaños mayores al utilizado en el ladrillo de PET certificado.

2. Metodología

Se elaboraron probetas prismáticas de 4 x 4 x 16 cm de las diferentes mezclas de morteros cementicios con PET como agregado. En líneas generales, las formulaciones contienen PET de granulometría de 8 mm como agregado, cemento Portland como conglomerante, diferentes aditivos incorporados con el fin de lograr mejoras en la resistencia mecánica y agua potable. Las probetas se moldearon y dejaron fraguar en los moldes durante 48 horas sometidas a una temperatura de 25°C y una humedad relativa ambiente de 40%, luego fueron desmoldadas y se fraguaron por inmersión en agua potable durante 120 días hasta que fueron ensayadas.

El PET de granulometría 8 mm se obtuvo por triturado de residuos de botellas de bebidas empleando un molino triturador de cuchillas rotativas equipado con una zaranda de 8 mm, sólo se realizó un pasada de las botellas por el molino y el material fue provisto por uno de los emprendimientos productivos en funcionamiento en la provincia de Córdoba, Argentina.

El cemento Portland utilizado fue del tipo CPF40 con incorporación de “filler” calcáreo marca Holcim. La arena gruesa utilizada fue arena de río con un módulo de finura de 4,09 determinado de acuerdo con la

norma IRAM 1505 (IRAM, 2019) y una gravedad específica de 2650 kg/m³ determinado de acuerdo con la Norma IRAM 1520 (IRAM, 2002).

Como aditivos se utilizaron los siguientes: SikaLátex®, una emulsión a base de resinas sintéticas (polibutadieno-estireno), que incorporado al agua de empastado de morteros, les mejorará la calidad logrando cohesión entre las partículas, aumentando su adherencia, mejorando su flexibilidad y disminuyendo la capacidad de absorber agua (Sika, n.d.); Sikacrete® PLUS, un aditivo plastificante que ha sido desarrollado para su uso en hormigones estructurales y en hormigones utilizados en obras viales, que mejora la trabajabilidad del hormigón (plastificante), y permite una reducción de la cantidad de agua de amasado (Sika, n.d.); PoxiMix®, un material a base de cemento, para reparar grietas, agujeros y huecos en las paredes y techos del exterior del hogar (AkapolSA, n.d.); y Klaukol Cerámicos y Weber Cerámicos, adhesivos para cerámicos de uso general y de base cementicia.

En cuanto a los ensayos llevados a cabo, se determinó tanto densidad aparente como resistencia a flexión y a compresión. La determinación de la densidad aparente de las probetas se realizó mediante determinación geométrica, esto es, secándolas hasta peso constante y registrando el peso con una precisión de 1 g, y relacionando éste con las dimensiones de cada probeta. El ensayo de resistencia a la flexión se llevó a cabo bajo los lineamientos de la Norma IRAM 1622 con una prensa de ensayos universal marca Shimadzu AGS-X equipada con una celda de carga de alta precisión ($\pm 0,5\%$) de 50 kN; la misma se equipó con un accesorio para ensayo a flexión en 3 puntos, la distancia entre apoyos fue de 100 mm, la velocidad de desplazamiento del apoyo superior de 4 N/s y se ensayó hasta la rotura de la probeta. Finalmente, el ensayo de resistencia a la compresión se llevó a cabo bajo los lineamientos de la Norma IRAM 1622 con la prensa de ensayos descrita anteriormente; la misma se equipó con un accesorio para el ensayo a compresión con platos de 40 x 40 mm como indica la norma, la velocidad de desplazamiento del apoyo superior de 40 N/s y se ensayó hasta la rotura de la probeta (IRAM, 2006).

3. Resultados y discusión

3.1 Formulaciones

Las partículas de PET de 8 mm producen un mortero cementicio con grandes poros debido a su gran tamaño y a su forma de escamas. Por otro lado, la cohesión entre la superficie pulida del plástico PET y el cemento Portland es baja (Hannawi et al., 2010). Por estas dos razones, es que en este trabajo se exploraron mezclas de mortero cemento con PET de 8 mm y con la incorporación de aditivos con el fin de lograr probetas resistentes y livianas, que superen la exigencia a la compresión mínima solicitada por la norma de 1,5 MPa para un uso “no portante” (Gaggino, 2009)(IRAM, 2005).

En las entradas 1 y 2 de la Tabla 1 se presentan las formulaciones **PET4** y **PET3**, las cuales sólo están formadas por plástico PET de 8 mm como agregado y cemento Portland como conglomerante, en proporciones en volumen de 4:1 y 3:1 respectivamente. Estas probetas “patrón” sin aditivos son consideradas como el punto de partida y comparación para las demás formulaciones. En la entrada 2 de la Tabla 1, se puede observar la única probeta que posee un reemplazo de PET por otro agregado (**PET4-A**), en este caso arena gruesa de río que reemplaza 1 de las partes de PET respecto de la muestra **PET4**.

Desde la entrada 4 a la entrada 12 de la Tabla 1 todas las formulaciones tienen algún tipo de aditivo, el cual puede ser líquido o sólido. SikaLatex® y SikaCrete® son aditivos comerciales que se agregaron es estado líquido al agua de amasado. La mezcla **PET3-SLa** (entrada 4, Tabla 1) tiene una adición de SikaLatex® de 70 mL/kg PET y la relación en volumen de agregado:cemento es 3:1, mientras que para la mezcla **PET3-SLb** la incorporación del aditivo fue del doble (entrada 5, Tabla 1). Por su parte, la formulaciones **PET3-SCa** y **PET3-SCb** se elaboraron con una relación en volumen agregado:cemento de 3:1 y poseen como aditivo el plastificante para hormigón SikaCrete® en cantidades de 7 y 20 mL/kg PET respectivamente (entradas 6 y 7, Tabla 1). Los aditivos sólidos fueron Poximix y pegamento para cerámicos marcas Klaukol y Weber; las formulaciones que poseen estos aditivos todas tienen una relación

en volumen agregado:cemento de 4:1. A diferencia de los aditivos líquidos, estos fueron adicionados para reemplazar una fracción (1/3 ó 1/2 en volumen) del cemento Portland.

En la entrada 8 de la Tabla 1 se presenta la formulación **PET4-Poxi** que incorpora Poximix en un reemplazo de 1/3 del volumen del cemento. Las mezclas **PET4-KCa** y **PET4-KCb** tienen como aditivo una mezcla a base de cemento utilizada para el pegado de cerámicos sobre muros marca Klaukol, la misma se adicionó para reemplazar 1/3 y 1/2 el volumen de cemento respectivamente (entradas 9 y 10, Tabla 1). Finalmente, en las entradas 11 y 12 de Tabla 1 se muestra la composición de las mezclas **PET4-WCa** y **PET4-WCb** donde el aditivo utilizado fue también una mezcla para pegado de cerámicos, pero de marca Weber.

Tabla 1. Composición de las diferentes formulaciones y sus densidades ^a

Entrada	Muestra	Agregado	Ag:Cem ^b	Aditivo (cantidad)
1	PET4	PET 8 mm	4:1	---
2	PET3	PET 8mm	3:1	---
3	PET4-A	PET 8mm + Arena ^c	4:1	---
4	PET3-SLa	PET 8mm	3:1	SikaLatex (70) ^d
5	PET3-SLb	PET 8mm	3:1	SikaLatex (130) ^d
6	PET3-SCa	PET 8mm	3:1	SikaCrete (7) ^d
7	PET3-SCb	PET 8mm	3:1	SikaCrete (20) ^d
8	PET4-Poxi	PET 8mm	4:1	Poximix (1/3) ^e
9	PET4-KCa	PET 8mm	4:1	Klaukol Cerámico (1/3) ^e
10	PET4-KCb	PET 8mm	4:1	Klaukol Cerámico (1/2) ^e
11	PET4-WCa	PET 8mm	4:1	Weber Cerámico (1/3) ^e
12	PET4-WCb	PET 8mm	4:1	Weber Cerámico (1/2) ^e

^a Todas las formulaciones tienen como aglomerante cemento Portland CPF40

^b Ag:Cem es la relación entre el agregado y el cemento en volumen.

^c Arena gruesa de río, se reemplazó una parte de PET 8mm por una parte de arena gruesa. Relación en volumen de PET 8 mm:arena:cemento = 3:1:1.

^d Las cantidad de este aditivo esta expresada en mL del aditivo líquido por cada kg de PET 8 mm (mL/kg PET).

^e Las cantidad de este aditivo está expresada como la fracción de reemplazo en volumen del cemento Portland, puede ser el reemplazo de 1/3 ó 1/2 del volumen del cemento.

3.2 Propiedades físico-mecánicas

Con el objetivo de evaluar el desempeño de las mezclas de morteros realizadas utilizando PET de granulometría 8 mm, es decir de un tamaño mayor al PET utilizado en la mezcla de mortero del ladrillo certificado y aprobado para su uso, se llevó a cabo la determinación de la densidad aparente de las probetas y la medición de las resistencias a flexión y a compresión de las mismas.

Es importante destacar que la densidad aparente de las mezclas se encuentra por debajo del valor determinado de la mezcla certificada que fue elaborada con PET de una granulometría de 3 mm ($\rho = 944 \text{ kg/m}^3$) (última columna de la

Tabla 2). La única excepción fue la formulación **PET4-A** que tiene la incorporación de 1 parte de arena gruesa. Si bien las mezclas aquí presentadas poseen una mayor proporción de cemento que la mezcla certificada, donde la relación agregado:cemento es 6:1, las densidades obtenidas fueron en todos los casos menores. Esta observación es importante ya que se puede estimar que la conductividad térmica no se verá modificada significativamente, a excepción de la mezcla que contiene arena gruesa (**PET4-A**).

Tabla 2. Propiedades físico-mecánicas, resistencia a flexión, resistencia a compresión y densidad aparente de las probetas ^a

Entrada	Muestra	Rf (MPa)	Rc (MPa)	ρ (kg/m ³) ^a
1	PET4	(0,52±0,04)	(1,04±0,08)	719
2	PET3	(0,64±0,07)	(1,13±0,09)	797
3	PET4-A	(0,64±0,06)	(1,3±0,1)	1012
4	PET3-SLa	(0,89±0,07)	(2,1±0,2)	891
5	PET3-SLb	(1,3±0,1)	(2,3±0,2)	852
6	PET3-SCa	(0,70±0,05)	(1,38±0,1)	824
7	PET3-SCb	(0,48±0,05)	(1,38±0,1)	805
8	PET4-Poxi	(0,30±0,03)	(0,62±0,05)	625
9	PET4-KCa	(0,54±0,06)	(0,98±0,08)	723
10	PET4-KCb	(0,52±0,05)	(0,96±0,09)	770
11	PET4-WCa	(0,49±0,03)	(0,91±0,09)	742
12	PET4-WCb	(0,35±0,03)	(0,75±0,07)	730

^a Densidad aparente.

En los gráficos de barra de la Figura 1 se presentan los resultados de resistencia a la flexión (Rf) y resistencia a la compresión (Rc) de las probetas luego de 120 días de fraguado por inmersión en agua. En los ambos gráficos se muestran a la izquierda las formulaciones con relación agregado:cemento de 3:1 y a la derecha las que tienen una relación agregado:cemento de 4:1. Los valores de Rf se encuentran entre 0,3 y 1,3 MPa y como era de esperar estos son menores que los valores de Rc. Sin embargo, como se puede observar en las gráficas, la tendencia de estas dos propiedades mecánicas en función de las diferentes formulaciones es similar.

Por otro lado, se evidencia que las probetas elaboradas como una relación agregado:cemento de 3:1 tienen resistencias mecánicas mayores a las elaboradas con una relación agregado:cemento de 4:1; por ejemplo el caso de las probetas sin aditivos PET3 y PET4 que tienen una resistencia a la flexión de 0,64 y 0,52 MPa respectivamente (

Tabla 2, entradas 2 y 1). Respecto a la resistencia la compresión se observa claramente que sólo dos formulaciones superan el valor mínimo solicitado en la norma IRAM 12566 de 1,5 MPa para un uso “no portante” (IRAM, 2005), estas formulaciones tienen una relación agregado:cemento de 3:1 y poseen como aditivo la mezcla de copolímeros sintéticos butadieno-estireno SikaLatex[®] en dos proporciones **PET3-SLa** y **PET3-SLb**. La formulación **PET3-SLb** tiene incorporado el doble de aditivo que **PET3-SLa** pero la resistencia a la compresión de ambas es similar, lo cual indica que no sería necesaria la incorporación de grandes proporciones del aditivo SikaLatex[®] para lograr mejoras importantes en las propiedades mecánicas de las probetas elaboradas con PET 8 mm y cemento Portland. De hecho, si se compara la mezcla que no posee aditivos (**PET3**) con la que posee la menor proporción de aditivo SikaLatex[®] (**PET3-SLa**) la resistencia a la compresión aumenta al doble con la adición de 70 mL/kg PET del aditivo (entrada 4, Tabla 1). Observando el gráfico de barras de resistencia a la compresión de la Figura 1, se destacan las probetas **PET3-SCa**, **PET3-SCb** y **PET4-A** que tienen una resistencia cercana a los 1,5 MPa solicitados por la norma.

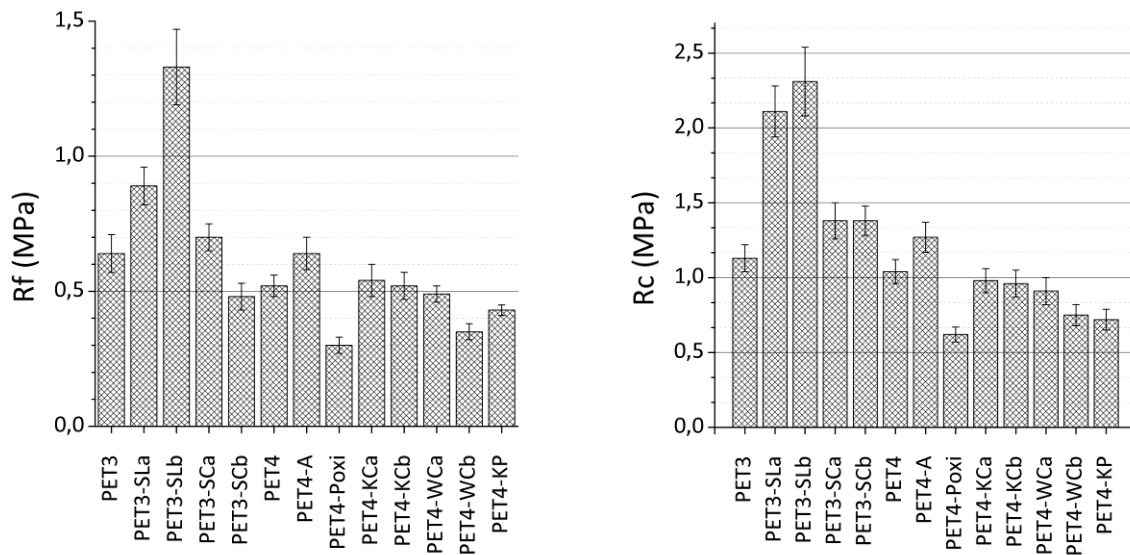


Figura 1. Resistencia a flexión (Rf) y resistencia a compresión (Rc) de las probetas

El resto de las formulaciones, desarrollaron resistencias a compresión bajas (por debajo de 1 MPa) con lo cual no son prometedoras para futuras aplicaciones. Todas estas formulaciones tienen una relación agregado:cemento de 4:1 y se evidencia que no es suficiente la cantidad de cemento para lograr morteros técnicamente adecuados con el agregado de PET de 8mm sin la incorporación de aditivos líquidos como SikaLatex® o SikaCrete®. En este trabajo, para esta relación agregado:cemento se exploraron aditivos sólidos pero la cantidad adicionada fue en reemplazo del cemento en proporciones de 1/3 ó 1/2. En el gráfico de la

Figura 2 se puede comparar claramente la resistencia a compresión de las probetas con una relación agregado:cemento de 4:1, se observa que la probeta "patrón" sin incorporación de ningún aditivo (PET4) tiene una resistencia mecánica mayor que las que incorporan aditivos en reemplazo del cemento (PET4-Poxi, PET4-KCa, PET4-KCb, PET4-WCa y PET4-WCb). Si se compara la formulación PET4 con PET4-A se observa un pequeño aumento en la resistencia mecánica, el cual se debe a que al reemplazar 1 parte de PET 8 mm por arena gruesa, la granulometría del agregado (PET 8 mm + arena gruesa) se hace más continua y la arena ocupa los huecos que dejan las escamas de PET 8 mm. Si bien la incorporación de arena al mortero de PET 8mm da como resultado una curva granulométrica más completa y un aumento en las resistencias mecánicas, se observa un gran incremento en la densidad (

Figura 2) lo cual se puede asociar a un aumento en la conductividad térmica, empeorando así las propiedades térmicas respecto a la mezcla de mortero certificada con anterioridad.

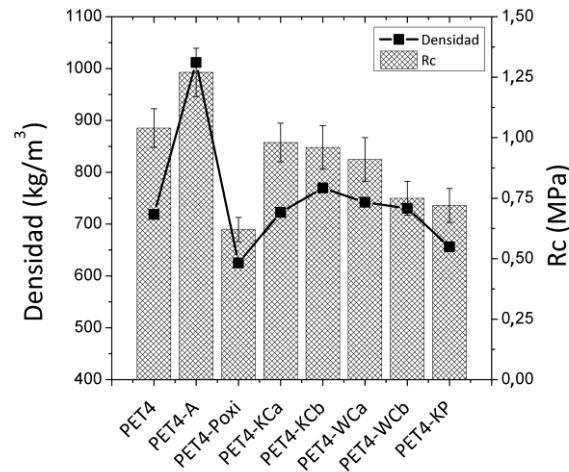


Figura 2. Resistencia a compresión de probetas con una relación agregado:cemento de 4:1 y sus densidades aparentes.

Finalmente, en el gráfico de la Figura 3, se presentan las densidades y la resistencia a la compresión de las formulaciones con una relación agregado:cemento 3:1. En esta serie se observa también la correlación de las tendencias de las dos propiedades, al aumentar la densidad de la probeta, aumenta su resistencia mecánica. Sin embargo, todas las formulaciones poseen una densidad menor a 1000 kg/m^3 y las dos formulaciones que tienen como aditivo SikaLatex® superan el mínimo de resistencia a la compresión solicitado por la norma IRAM 12566 para un uso “no portante” (IRAM, 2005). Con este aditivo se logró obtener buenas propiedades mecánicas sin aumentar la densidad considerablemente. El aditivo SikaLatex® (PET3-SLa y PET3-SLb) es una mezcla de polímeros SBR que mejoran la cohesión entre la matriz cementicia y la superficie pulida de la partículas de plástico PET. El aumento de la densidad de estas probetas respecto a la formulación base PET3 se puede deber a la incorporación propia de la masa del aditivo, como así también a que se produce una mejor compactación de la mezcla al momento de moldearla evidenciando una mayor cohesión de la pasta fresca.

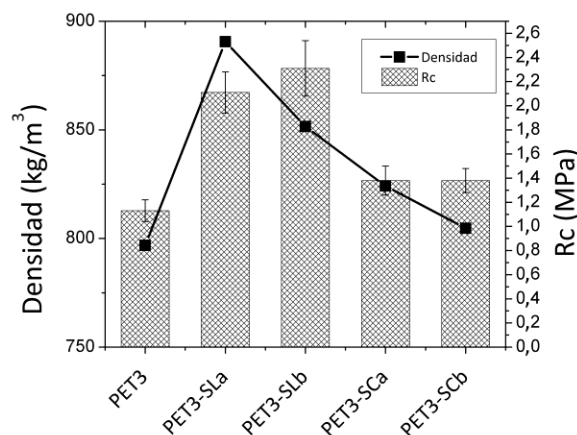


Figura 3. Resistencia a compresión de probetas con una relación agregado:cemento de 3:1 y sus densidades aparentes.

4. Conclusiones

De todas las formulaciones de morteros para elaborar ladrillos de PET utilizando plástico con una granulometría de 8 mm dos de ellas cumplieron con el parámetro de resistencia a la compresión solicitada por la norma para su uso como mampuesto no portante. Estas mezclas tienen incorporación de un aditivo

líquido que está formado por una mezcla de polímeros suspendidos en agua y, de esta forma, es posible tener una resistencia mecánica suficiente sin aumentar considerablemente la densidad, por lo tanto, se prevé que las propiedades térmicas tampoco se verían fuertemente afectadas respecto de los ladrillos certificados. Otro aditivo que le aportó un aumento en las propiedades mecánicas fue la arena gruesa, sin embargo, este agregado le aporta también una densidad más elevada por lo que es previsible que aumente la conductividad térmica.

Se comprobó que es posible fabricar ladrillos de PET utilizando granulometrías compatibles con las posibilidades del equipamiento disponible en el medio productivo, sin necesidad de adaptar los molinos trituradores que se adquieren en el mercado local.

Referencias

- AkapolSA, n.d. PoxiMix [WWW Document]. URL <https://poximix.com.ar/exteriores/> (accessed 3.2.23).
- Berretta, H., Arguello, R., Gaggino, R., 2003. Procedimientos para realizar una mezcla cementicia que se aplicara a la fabricacion de ladrillos y placas de ladrillos, y los productos obtenidos por dichos procedimientos. AR047617A1.
- Gaggino, R., 2009. Diseño experimental de elementos constructivos utilizando materiales reciclados, para viviendas de interés social. Universidad Nacional de Córdoba.
- Gaggino, R., 2008. Ladrillo y placas prefabricadas con plásticos reciclados aptors para la autoconstrucción. Rev. INVI 63, 137–163. <https://doi.org/10.5354/0718-8358.2008.62288>
- Hannawi, K., Kamali-Bernard, S., Prince, W., 2010. Physical and mechanical properties of mortars containing PET and PC waste aggregates. Waste Manag. 30, 2312–2320. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.028>
- IRAM, 2019. IRAM 1505 Agregados. Análisis granulométrico. Argentina.
- IRAM, 2006. IRAM 1622 Cemento pórtland. Determinación de resistencias mecánicas. Argentina.
- IRAM, 2005. IRAM 12566-1 Ladrillos y bloques cerámicos para la construcción de tabiques y muros. Parte 1: Macizos. Argentina.
- IRAM, 2002. IRAM 1520 Agregados finos. Métodos de laboratorio para la determinación de la densidad relativa real, de la densidad relativa aparente y de la absorción de agua. Argentina.
- IRAM, 1994a. IRAM 11910-1 Materiales de construcción. Reacción al fuego. Clasificación de acuerdo con la combustibilidad y con el índice de propagación superficial de llama. Argentina.
- IRAM, 1994b. IRAM 11910-3 Materiales de construcción. Reacción al fuego. Determinación del índice de propagación superficial de llama. Método del panel radiante. Argentina.
- Sika, G., n.d. SikaLátex® Adhesivo y reforzador para mezclas cementicias [WWW Document]. URL <https://arg.sika.com/es/construccion/aditivos-para-mortero/aditivos-y-acelerantes-de-frague-para-morteros-realizados-en-obra/sikalatex.html> (accessed 3.2.23a).
- Sika, G., n.d. Sikacrete® PLUS Aditivo reductor de agua y acelerante de endurecimiento, para hormigones estructurales [WWW Document]. URL <https://arg.sika.com/es/construccion/tecnologia-para-el-hormigon/reductores-de-agua/reductores-de-bajo-rango/sikacrete-plus.html> (accessed 3.2.23b).



CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN PARA LA GESTIÓN MUNICIPAL. ESTUDIO DE CASO

Mercante, Irma ^{1*}; Priolo, Nicolás¹, Ojeda, Juan Pablo,^{1,2}

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), Instituto de Medio Ambiente (IMA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Centro Universitario C.P.: M5502JMA, Ciudad de Mendoza, Provincia de Mendoza, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), C.P.: M5502JMA, Ciudad de Mendoza, Provincia de Mendoza, Argentina.

*irma.mercante@ingenieria.uncuyo.edu.ar

Resumen

La gestión inadecuada de los Residuos de Construcción y Demolición (RCD) ha dado lugar a la formación de áreas degradadas en diversos sitios de la provincia de Mendoza, Argentina. Debido al vertido sin control, favorecido por la falta de regulación, se han producido situaciones de inseguridad, afectación del paisaje, importantes costos de limpieza, y pérdida de materiales valorizables, entre otras. Esta problemática se ha agravado en los últimos años por el crecimiento poblacional y la consecuente demanda de edificación e infraestructura. En este sentido, un municipio de la provincia de Mendoza decidió abordar la gestión diferenciada de los RCD. El objetivo de este trabajo fue obtener estimaciones de cantidad y composición de RCD a nivel municipal, datos necesarios para planificar la gestión. Para cumplir con este objetivo, se realizó una revisión de antecedentes respecto a estudios de caracterización de RCD, se recopiló datos de generación de RCD de campo primarios, provistos por la municipalidad, y se seleccionaron datos secundarios y metodologías de cálculo a partir de bibliografía y publicaciones del contexto regional. Como resultado se obtuvo la estimación de la cantidad y variación mensual e interanual de RCD provenientes de obras y servicios municipales, y los originados en obras privadas, con valores de 1,16 kg/hab/año y 0,26 kg/hab/año, respectivamente. También se estimó la composición y la densidad de las mismas fracciones. Se concluyó que la combinación de datos primarios y secundarios utilizados para obtener las estimaciones de composición y cantidad fueron adecuados para la caracterización de los RCD, y que los resultados obtenidos pueden ser utilizados para el diseño inicial del sistema de gestión. Se recomienda continuar con el estudio de la caracterización físico-química para planificar acciones de valorización y regular la cadena completa de gestión del RCD, ya que se observó parcialidad en el marco regulatorio a nivel municipal.

Palabras clave: residuos de construcción y demolición, RCD; composición; cantidad; gestión

1. Introducción

La elaboración de planes de gestión externa de residuos de construcción y demolición (RCD) requiere como primera etapa la obtención de los datos de caracterización. Estos datos permiten planificar actividades de recogida, transporte, tratamiento, valorización y disposición final, como así también la implementación de cualquier acción destinada a la prevención en la generación.

La caracterización busca, principalmente, conocer la cantidad y la composición de los RCD, y las propiedades físico-químicas de cada fracción de material residual (Nandal et al, 2022). En el caso de que se realice disposición final en terreno de los RCD, los datos de caracterización son útiles para determinar los compuestos

químicos potenciales que serán emitidos en forma de lixiviados y para estimar la vida media útil del vertedero (Mercante, 2014).

Es necesario considerar que la composición, cantidad y propiedades físico-químicas de los RCD dependen de distintas variables tales como: el tipo de construcción (edificio residencial, industrial o comercial); el tamaño de la edificación (en altura o de una planta); la ubicación geográfica (rural o urbana, región, país); la demografía histórica y el crecimiento actual de la región; el tipo de actividad generadora (construcción, renovación o demolición) (Mália et al., 2013); las prácticas de demolición (selectiva o masiva); y el tipo de construcción (tradicional, de fábrica o prefabricada), tal como sugieren Jaillon et al. (2008).

Los RCD se caracterizan por presentar bajo riesgo ambiental en cuanto a toxicidad; por el contrario, su mayor impacto ambiental es de importancia debido al gran volumen que ocupan, al peso y al escaso control ejercido sobre los terrenos que se eligen para su depósito. La gestión inadecuada de los RCD ha dado lugar a la formación de áreas degradadas en diversos sitios de la provincia de Mendoza, Argentina, así como en otros países de Latinoamérica (Thives et al, 2022) debido al vertido sin control y la falta de regulación (Valoni, 2018), ocasionando condiciones de inestabilidad de taludes, inseguridad e insalubridad, afectación del paisaje, importantes costos de limpieza, y pérdida de materiales con potencial de aprovechamiento, entre otras. La problemática expuesta se ha agravado, además, en los últimos años en Mendoza por el aumento en la generación dado por el crecimiento poblacional y la consecuente demanda de edificación e infraestructura.

De acuerdo a la situación descrita, un municipio de la provincia de Mendoza, la Municipalidad de Guaymallén, se encuentra abordando la gestión diferenciada de los RCD como un primer paso para alinearse con la transición hacia un modelo de economía circular en su gestión (Oluleye et. al., 2022). Con dicho propósito ha planteado como primera medida proyectar y construir un vertedero municipal de RCD, a los fines de controlar esta corriente residual, evitar que se mezcle con otros residuos y avanzar en un futuro con la implementación de alternativas de valorización. Considerando esto, se planteó como objetivo de este trabajo estimar la cantidad y composición de RCD a nivel municipal, datos necesarios para planificar la gestión externa.

2. Metodología

Para cumplir con el objetivo propuesto se llevaron a cabo actividades de revisión de antecedentes, recopilación de datos y su posterior análisis y procesamiento. Se contactó a personal del municipio para conseguir datos primarios directos sobre la generación de los RCD, dado que el municipio poseía registros de pesaje de residuos municipales, obtenidos en una báscula propia. Las autoridades proveyeron datos de los residuos originados en obras civiles municipales y obras privadas menores, residuos de limpieza viaria, residuos de embanque, y residuos verdes de poda y limpieza de espacios públicos. Todas las fracciones residuales mencionadas son recogidas y transportadas por el propio municipio o por contratación de transportistas privados. Se contó con registros para los periodos enero-diciembre del año 2019 y enero-diciembre del año 2021. Durante el año 2020 se registraron muy pocos datos, dada la situación de pandemia COVID-19 por la que disminuyeron o fueron prácticamente nulas las actividades que generan los residuos mencionados.

En función de la información provista se realizó, primeramente, una estimación de cantidad y composición de los residuos municipales y su variación en el tiempo, con un método directo, basado en datos primarios. Luego se obtuvo una estimación de la cantidad de RCD que se generan a nivel de obras privadas, con miras a un futuro tratamiento y valorización, así como a la posible percepción de un ingreso económico para el municipio de parte de grandes y medianos generadores, definidos en el Art. 1 de la Ordenanza Municipal N° 7366/07. Para determinar la cantidad de los RCD de obras privadas se utilizó un método indirecto de cálculo aportado por Martínez Lage et al. (2010) usando datos primarios y secundarios. Estos últimos son menos exactos, por lo que hay que tomar ciertos recaudos a la hora de interpretar los resultados. La composición de los RCD con origen en obras privadas se adoptó de bibliografía, tomando la aportada por MARM (2008), ya que hay muy pocos datos a nivel local.

3. Resultados y discusión

3.1 RCD de obras y servicios municipales

3.1.1 Estimaciones de composición de los RCD y otros residuos municipales

La composición de los residuos municipales se analizó en función de datos de pesaje registrados en la báscula ubicada a la entrada del actual sitio de disposición de residuos sólidos urbanos (RSU). Los RCD que llegan a este sitio son principalmente originados en obras de construcción y demolición municipales, tales como pavimentos de hormigón y obras de infraestructura (alcantarillas, puentes) en calles municipales. A estos se suman los originados en obras privadas menores (refacciones, mantenimiento), considerados como aquellos cuyo volumen de residuos no supere una generación de 0,5 m³/día (Art. 1 y Art. 6, Ordenanza Municipal N° 7366/07). Se agregan también los residuos originados por la limpieza viaria.

Se encontró que los datos de pesaje aportados por el municipio incluían, junto a los RCD, a los residuos de embanque (EMB), los cuales son recogidos durante la limpieza de acequias y canales. Estos últimos se originan por la sedimentación de partículas que arrastra el agua de riego y de lluvia, la descomposición de material vegetal que cae en el interior de los canales y diversos tipos de RSU arrojados directamente por la población. Históricamente, estos residuos han sido transportados junto a los RCD y su pesaje se ha realizado en forma mancomunada, por lo que no han podido desagregarse en el análisis de datos. Sus características, sin embargo, tienen diferencias con los RCD, razón por la cual en el futuro se recomienda que sean recogidos por separado y, de acuerdo a su caracterización físico-química, se analice si serán admitidos en el vertedero de RCD. A los fines de la presentación de los registros de cantidades, se identificarán como RCD-EMB. Por otra parte, se contó con registros de residuos verdes (RV), originados durante la poda de árboles en época de otoño-invierno, y el resto del año por erradicación de forestales y limpieza y jardinería de espacios públicos.

Todos los residuos mencionados (RCD-EMB y RV) se recogen y transportan mezclados o separados según su origen y actualmente se disponen en el mismo sitio. Los RV representaron, en promedio, el 19 % en peso entre las fracciones mencionadas en 2019, y su participación disminuyó al 14 % en 2021. En la figura 1 puede observarse la distribución mensual de las fracciones registradas durante los dos años de análisis. Además, se puede visualizar que los RV presentan su máximo de generación en los meses de junio-agosto coincidiendo con la época de poda.

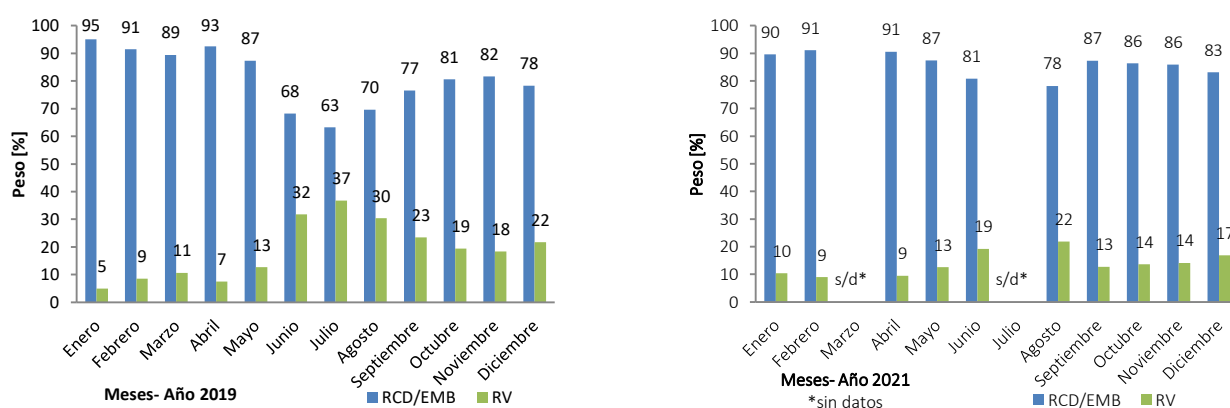


Figura 1 Composición de residuos municipales (2019 y 2021).

3.1.2 Estimaciones de cantidad de los RCD y otros residuos municipales

La cantidad de residuos municipales se estimó de acuerdo con los datos proporcionados por la Municipalidad de Guaymallén. La figura 2 indica la comparativa entre RCD-EMB, y RV para el año 2019 en toneladas mensuales. Asimismo, puede observarse la variación mensual en la generación de residuos, por lo que se estimó la cantidad anual en base al promedio mensual. A los fines del cálculo de la estimación de los RCD

municipales se adoptó el promedio de la generación mensual de RCD-EMB para el año 2019, lo que arrojó una cifra de 9.372 t/mes. En 2021 esa cifra resultó mucho menor, de 5.745 t/mes, y con cierta incertidumbre pues no se contó con datos de los meses de marzo y julio.

Con el criterio de considerar un escenario similar al de pre-pandemia COVID 19, se adoptó una cifra de generación de 112.466 t/año (año 2019). De este modo se realizan las estimaciones en el peor de los escenarios, al considerar la mayor de las cantidades anuales registradas. Otro dato interesante a los fines de la planificación, es el índice de generación per cápita. Considerando que la población urbana del departamento fue de 264.413 habitantes, en el caso de los residuos RCD-EMB el cálculo arroja un resultado de 0,42 t/hab./año, equivalente a 1,16 kg/hab./día.

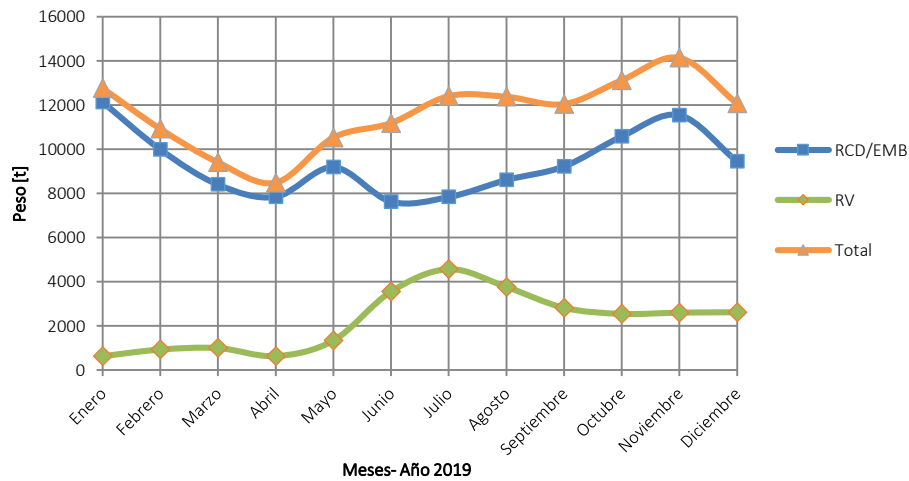


Figura 2. Generación de residuos municipales (2019 y 2021).

3.1.3. Densidad estimada de los RCD y otros residuos municipales

A partir de los registros de generación y transporte se estimó la densidad media de los residuos municipales transportados dividiendo el peso total de los residuos en el número de camiones registrados, y considerando una capacidad de 5 m³ cada uno.

δ_{RV} : densidad de RV. Se estimó en 0,34 t/m³.

$\delta_{RCD/EMB}$: densidad de RCD/EMB. Se estimó en 1,4 t/ m³.

A modo de referencia, se presenta un valor de RCD en función de datos secundarios tomados de la bibliografía (Mercante, 2014).

δ_{RCD} : densidad de RCD. Se adoptó 1 t/m³.

3.2. RCD de obras privadas

3.2.1 Estimación de la cantidad de RCD de obras privadas

La estimación de la cantidad de RCD generada en un año se calculó con un método indirecto de acuerdo a la expresión general de cálculo mostrada en la Ecuación 1 (simplificada de Martínez Lage et al., (2010)).

$$Cantidad\ RCD\ (kg/año) = I_c * SC + I_d * SD \quad (1)$$

Siendo:

I_c : Índice de generación de RCD para edificación nueva (kg/m²)

I_d : Índice de generación de RCD para demolición (kg/m²)

SC : Superficie anual media de construcción (m²/año)

SD : superficie anual media de demolición (m²/año)

Estas cantidades luego se refieren, por lo general, a la cantidad de habitantes de la localidad o región en cuestión, por lo que la unidad utilizada es (t/hab./año). Las autoridades de la Municipalidad de Guaymallén aportaron los datos existentes de superficies autorizadas construidas para el periodo 2016-2021 y de las superficies relevadas (construidas sin autorización) para el mismo periodo. Estos datos permitieron obtener una estimación de las superficies construidas mensuales y anuales, y adoptar el promedio de esas cantidades como valor de superficies para los próximos años.

Asimismo, es importante tomar en cuenta que no existen registros municipales de superficies demolidas. Pese a que debieran declararse por parte de actores privados, en la realidad esto no ocurre. Dicha situación deja al margen de los registros cantidades de RCD de obras privadas no computadas. En la figura 3 se presenta la variación anual de superficies autorizadas y relevadas durante el periodo 2016-2021. Podría pensarse que la pandemia COVID-19 influyó en las superficies autorizadas por año, sin embargo, para los años 2019 y 2020 se mantienen muy similares, notándose un aumento en 2021.

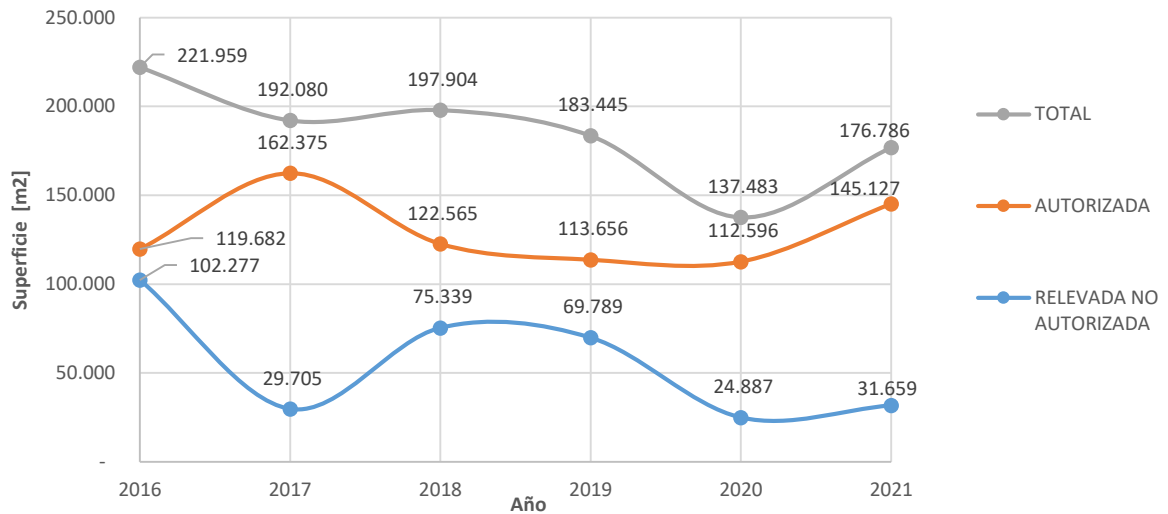


Figura 3. Variación de superficies anuales autorizadas y relevadas.

Los datos registrados permitieron calcular la superficie media anual construida (autorizada y relevada), para el periodo 2016-2021 en un valor de 129.333,5 m². En cuanto a los índices de generación de RCD, medidos en kg/m² de edificación, se consultaron dos fuentes de datos de regiones con características de construcciones similares. La primera corresponde a datos reportados en España (MARM, 2008) y se indican en la Tabla 1. La segunda, se obtuvo a partir de una comunicación personal en San Pablo (Brasil), y se estima entre 120 kg/m² - 150 kg/m² de RCD producido en la construcción de edificación nueva (Careli, 2010). Se adoptó, para el caso de los RCD generados en obras privadas de la Municipalidad de Guaymallén, por similitud de realidad regional y tecnologías constructivas, un valor de 135 kg/m², siendo el promedio de los datos aportados por Carelli (2010).

Tabla 1 Producción de residuos en edificación.

Tipo de construcción	Cantidad RCD
Obras de edificios nuevos	120,0 kg/m ²
Obras de rehabilitación	338,7 kg/m ²
Obras de demolición total	1129,0 kg/m ²
Obras de demolición parcial	903,0 kg/m ²

Teniendo en cuenta el índice de generación adoptado y realizando los cálculos correspondientes se obtienen las cantidades expresadas en la Tabla 2, resultando un valor total de 24.967 t/año de RCD.

Tabla 2. Estimación de la cantidad de RCD originados en obras privadas

Año	Superficies			Ic [kg/m ²]	Cantidad [t/año]
	Autorizada [m ²]	Relevada [m ²]	Construida [m ²]		
2016	119682	102277	221959	135	29964,5
2017	162375	29705	192080		25930,8
2018	122565	75339	197904		26717,0
2019	113656	69789	183445		24765,1
2020	112596	24887	137483		18560,2
2021	145127	31659	176786		23866,1
Promedio anual			184942,8		24967,3

El promedio anual se redondea 25.000 t/año de RCD de obras privadas. Nótese que corresponde a una cantidad muy inferior a la que reporta el municipio para los RCD-EMB (112.466 t/año). En relación con el volumen equivalente, y considerando la δ_{RCD} , resulta en 25.000 m³/año.

Considerando que la población urbana del departamento es de 264.413 habitantes, en este caso el cálculo de la generación per cápita de RCD arrojó un valor de 0,09 t/hab./año, lo que equivale a 0,26 kg/hab./día. Es necesario señalar que esta cifra corresponde sólo a los residuos de construcción nueva. A modo de referencia, en España la ratio de producción oficial del total de RCD en 2009 fue de 0,44 t/hab./año (FERCD, 2015).

3.2.2 Composición de los RCD generados en obras privadas

La estimación de la composición de los RCD originados por las obras privadas es bastante compleja. En general, corresponden a obras de edificación, ya sean residenciales o no residenciales. Los datos primarios de composición surgen de determinaciones locales, para lo cual se pueden utilizar métodos directos, basados en muestreos puntuales, o indirectos, basados en los materiales empleados en la construcción (Mercante, 2014). Si no se cuenta con esta información, hasta tanto sean estimados, pueden usarse datos secundarios, por analogía con los obtenidos en otras regiones.

A nivel local existen muy pocos datos de composición. Cabe citar la composición publicada por Mercante (2007), pero se debe tener en cuenta que se refiere a un único muestreo puntual de residuos de construcción nueva y medidos sólo sobre ocho viviendas.

En cuanto a las fracciones a considerar en la composición, se recomienda como mínimo tener en cuenta una clasificación en tres categorías principales (CE, 1999): inertes, no-especiales y especiales o peligrosos, lo cual es suficiente para planificar su disposición final. Sin embargo, si el objetivo es planificar valorización y comercialización, es más conveniente adoptar una micro-aproximación. La Tabla 3 presenta una subdivisión para las mismas (Mercante, 2014).

Tabla 3. Categorías y sub- categorías en el flujo de RCD

Tipo	Categorías	Sub- categorías
Inertes	Tierras y rocas	-----
	Pétreos	Hormigones, morteros, áridos, concreto asfáltico
	Cerámicos	ladrillos, revestimientos, losetas, tejas
	Vidrio	vidrio plano transparente y de colores
No especiales	Madera	contrachapado, machimbres, puntales, tablas, pallets, madera tratada
	Cartón-Papel	corrugado de embalajes, bolsas de cal y cemento, papel oficina
	Plásticos	(PVC) policloruro de vinilo, (PET) polietileno tereftalato, (PS) poliestireno expandido, (PEBD) y (PEAD) polietileno de baja y alta densidad
	Metales	plomo, aluminio, cobre, hierro, acero, bronce
	Yeso	mortero de yeso, muro seco
Peligrosos	amianto, pinturas, solventes, envases, aditivos de hormigón, luminarias con mercurio	

Dado que los datos de composición son variables según la región por la predominancia de los materiales disponibles y utilizados en las construcciones, se adoptaron los de una región similar. La Figura 4 muestra, a modo de ejemplo la distribución porcentual de las fracciones de RCD publicada en España (MARM, 2008). Como se ve, los mayores porcentajes corresponden a la fracción inerte (hormigón, cerámica, áridos), resultando en 75 %. El restante 25 % corresponde a fracciones de RCD no especiales, despreciando en este caso la fracción de residuos peligrosos. Los porcentajes pueden variar según las categorías incluidas en la composición.

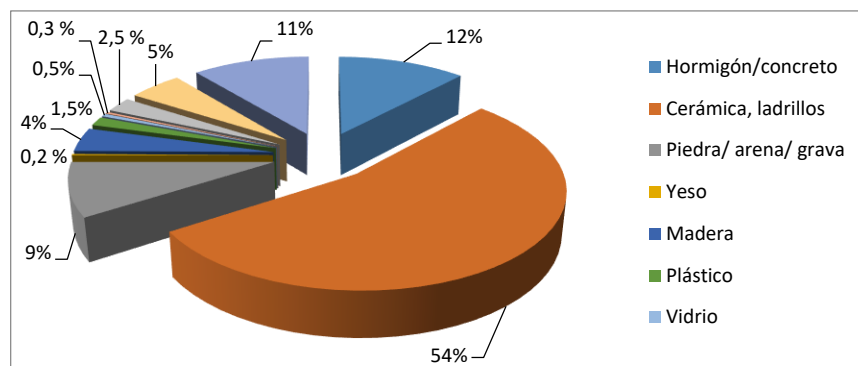


Figura 4. Distribución porcentual en peso de RCD en España.

Fuente: PEMAR (2022)

La distribución de las fracciones residuales mostrada en la figura 4 puede ser utilizada como base para los cálculos iniciales de composición de RCD en obras privadas, debiendo luego verificarse con muestreos puntuales en las plantas de tratamiento o disposición final previstas en el sistema de gestión.

En general, dadas las cambiantes circunstancias económicas del sector de la construcción, específicamente, y la diversidad de escenarios y fuentes de origen de los RCD, es de señalar que su generación es muy variable en el tiempo y su cuantificación presenta incertidumbre. No obstante, para este trabajo los datos disponibles fueron un buen punto de partida.

4. Conclusiones

Las estimaciones realizadas han permitido caracterizar los RCD para la planificación municipal a partir de los registros municipales existentes y la adopción de datos secundarios. No obstante, es recomendable verificar tales estimaciones a partir de la continuidad de los reportes municipales.

Con relación a los residuos de obras privadas, se recomienda obtener datos mediante muestreos puntuales de RCD y cotejarlos con los cálculos realizados en forma indirecta. De este modo se tendrán datos de cantidad y composición que permitan caracterizar con mejor precisión a nivel local y con objetivos de valorización, ya que se han adoptado los de una región de similares características constructivas a las de Mendoza.

Respecto a los residuos municipales es necesario recomendar que la recogida, transporte, registro y disposición de los residuos de embanque se realice separadamente a los RCD, ya que cuentan con características diferentes y complican la valorización de los RCD. También es necesario mejorar la recogida de residuos verdes, impidiendo su mezcla con RCD de obras menores, para facilitar su aprovechamiento, por ejemplo, en compost y/o valorización energética.

Una línea futura de investigación importante es la caracterización físico-química de la fracción de residuos inertes, siendo la de mayor proporción, a fin de evaluar su reciclaje y uso potencial como agregado secundario.

Finalmente, se evidencia la necesidad de regular la cadena completa de gestión del RCD, ya que se observa parcialidad en el marco regulatorio a nivel municipal, enfocadas principalmente en el transporte y con pocas o nulas consideraciones de prevención en la generación y valorización de los RCD.

Referencias

- Careli, E (2010) Empresa Obra Limpa. Comunicación personal. Sao Paulo, Brasil.
- CE (Consejo de la Unión Europea) (1999) Directiva 1999/31/CE del Consejo relativa al vertido de residuos <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:ES:HTML>>. Acceso: 26 de agosto de 2012
- Federación Española de Gestores de Residuos de Construcción y Demolición (FERCD) (2015). Informe de producción y gestión de los residuos de construcción y demolición (RCD) en España, periodo 2009-2013. www.fercd.es Acceso 20-11-2022.
- Jaillon L, Poon C S, Chiang YH (2008) Quantifying the waste reduction potential of using prefabrication in building construction in Hong Kong. Waste Manage. doi:10.1016/j.wasman.2008.02.015
- Mália M, Brito J de, Pinheiro M D, Bravo M (2013) Construction and demolition waste indicators. Waste Manag Res. doi: 10.1177/0734242X12471707
- MARM (2008) (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) Plan Nacional de Residuos de Construcción y Demolición de España 2008-2015. Texto aprobado por Acuerdo de Consejo de Ministros de 26-12-2008. Boletín Oficial del Estado N.º 49 del 26-02-2009, sección I, pp. 19893-20016
- Martínez Lage I, Martínez Abella F, Vázquez Herrero C, Pérez Ordóñez J L. (2010). Estimation of the annual production and composition of C&D Debris in Galicia (Spain). Waste Manage, 30: 636–645
- Mercante, I. (2007) Caracterización de residuos de la construcción. Aplicación de los índices de generación a la gestión ambiental. Revista Científica de la Universidad de Ciencias Empresariales y Sociales, Vol. XI, N° 2: 86-109. ISSN N° 1514-9358.
- Mercante, I., 2014. Propuesta Metodológica para la Evaluación del Desempeño Ambiental de Sistemas de Gestión de Residuos de Construcción y Demolición. PhD Thesis. Universidad Nacional de Cuyo. ISBN 978-987-27642-3-4. <https://bdigital.uncu.edu.ar/>
- Municipalidad de Guaymallén. Ordenanza N° 7366/07. <https://cdguaymallen.gob.ar/digesto/norma/7617>
Acceso 11/11/2022
- Nandal, M., Sood, H., Gupta P. K., Haq, Z. U. (2022) Morphological and physical characterization of construction and demolition waste. Materials Today. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.013>
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2016). Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (2016-2022) (PEMAR) España. Boletín Oficial del Estado N° 297, 12 de diciembre de 2015.
- Oluleye, B., Chan, D., W., M., Saka, A., B., Olawumib, T., O., (2022) Circular economy research on building construction and demolition waste: A review of current trends and future research directions. Journal of Cleaner Production. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131927>
- Thives, L. P., Ghisi, E., Thives Jr., J.,J. (2022) An outlook on the management of construction and demolition waste in Brazil. Cleaner Materials. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100153>
- Valoni, N, A., 2018. Gestión de residuos de construcción y demolición: análisis sistematizado de la normativa aplicado a la interrelación España-Argentina. Revista Ciencia y Tecnología. Número 8. <https://digital.cic.gba.gob.ar/collections/f753dfb8-87a5-4072-bc09-7607cfe6b475>

ECONOMÍA CIRCULAR EN LA SEPARACIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN DE LAS OBRAS

Esteban Altabella, Joan¹; Colomer Mendoza, Francisco²; Sánchez Collado, Paula¹; Gallardo Izquierdo, Antonio²

¹ COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U. Ronda de circunvalación, 188. 12003 Castellón de la Plana, España.

*joan@cocircular.es

² INGRES, Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias experimentales. Universidad Jaume I. Avda. Vicent Sos Baynat, s/n. 12071 Castelló de la Plana, España.

*fcolomer@uji.es

Resumen

En la Unión Europea (UE) los residuos de construcción y demolición (RCD) representan aproximadamente un tercio del total de los residuos generados. En España, esta generación supera los 40 millones de toneladas al año. En general, dos tercios de la composición de los RCD son principalmente restos de hormigón, ladrillos, cerámicos y otras fracciones inertes. El tercio restante está compuesto por cantidades variables de madera, metales, cartón, plásticos, yesos y aislantes. Estas fracciones pueden ser valorizadas para ser reintroducidas en los sistemas productivos como materias primas secundarias, reduciendo de este modo el consumo de recursos naturales. La posibilidad de su aprovechamiento se reduce considerablemente cuando las fracciones son mezcladas entre sí o se contaminan con residuos peligrosos, por lo que es necesario separar las distintas fracciones a pie de obra. En este trabajo se presenta como transición del sector de la construcción hacia una economía circular una comparativa de la aplicación de la separación de residuos a pie de obra con respecto al sistema tradicional, que implica la mezcla de todas las fracciones en obra. De este modo se demuestra que una adecuada separación de las distintas fracciones de RCD a pie de obra permite aprovechar una mayor cantidad de residuos y reducir el impacto medio ambiental asociado al vertido, además de que puede generar una reducción de costes para la empresa constructora, ya que se ahorra la mayor parte de los costes asociados a la separación y vertido en plantas de tratamiento consiguiendo alcanzar un aprovechamiento superior al 80%.

Palabras clave: RCD; economía circular; separación de residuos; reciclaje; valorización.

1. Introducción

En España se generan anualmente más de 100 millones de toneladas de residuos y se estima que al menos una tercera parte provienen del sector de la construcción (INE, 2020). Esta tipología de residuos continúa siendo en gran medida gestionada de forma irregular (EL PAIS, 2023), a pesar de que es obligatorio realizar operaciones de tratamiento previo (RD105/2008), que está prohibida la mezcla entre residuos no peligrosos y peligrosos (Ley 7/2022) y que esta tipología de residuos es fácilmente reciclable si se implantan sistemas de separación en las obras (CGATE, 2020). Para resolver esta situación y conseguir incrementar la valorización en detrimento del vertido de residuos, de acuerdo con lo establecido según el principio de jerarquía de residuos (RD 1408/2001), se ha publicado una nueva ley de residuos y suelos contaminados (Ley 7/2022).

Este nuevo marco, que incluye la aplicación del principio de responsabilidad ampliada a constructores y promotores o el endurecimiento del régimen sancionador, obliga a aplicar, entre otras medidas, operaciones de demolición selectiva y de separación de residuos en todas las obras independientemente de la cantidad de generación prevista, documentando en todos los casos la trazabilidad completa de los residuos desde el punto de generación en las obras hasta llegar a su destino final. Bajo esta premisa, resulta interesante realizar un estudio que demuestre las ventajas técnicas y económicas que conlleva la separación de residuos en las obras a fin potenciar la transición del sector hacia una Economía Circular.

2. Metodología

Para realizar este estudio se han analizado los sistemas de separación de residuos implantados en dos obras de distinta tipología ejecutadas en el municipio de Riba-roja de Túria, Valencia, España (Figura 1). La primera corresponde a un edificio de 12 viviendas situado en el núcleo urbano y la segunda a una nave logística del polígono industrial, que han sido ejecutadas en 14 y 8 meses y que constan de 2.290 y 5.407 metros cuadrados construidos respectivamente.

Para realizar el análisis se han revisado en primer lugar todos los datos obtenidos de la generación y costes de gestión de los residuos que han sido desglosados según los flujos separados en la obra de acuerdo con lo establecido por la Lista Europea de Residuos (Orden MAM 304/2002). En segundo lugar, se ha calculado el porcentaje de residuos generados según los flujos separados y el volumen de generación por metro cuadrado construido con el fin de poder extrapolar estos datos de generación a otras obras de idéntica tipología constructiva.



Figura 1. Bloques residencial e industrial analizados

A partir de los datos obtenidos se han planteado tres escenarios en cada una de las obras para realizar un análisis económico de los costes asociados a la gestión (Figura 2); obras que implementan un sistema de separación a origen estableciendo una previsión de la generación para optimizar el volumen de contenedores (1), obras que implementan un sistema de separación a origen sin establecer una previsión de la generación empleando el mismo volumen de contenedores para todas las fracciones (2) y obras que no realizan la separación a origen empleando un único contenedor para depositar todos los residuos mezclados (3).

A partir de la metodología planteada se consigue medir el ahorro generado en el primer escenario que se corresponde con la aplicación del principio de Economía Circular con respecto los sistemas que no implantan la separación en origen (Ley 7/2022), ni se centran en optimizar el volumen de contenedores empleados para conseguir reducir los costes de gestión y el impacto medioambiental asociado al transporte.

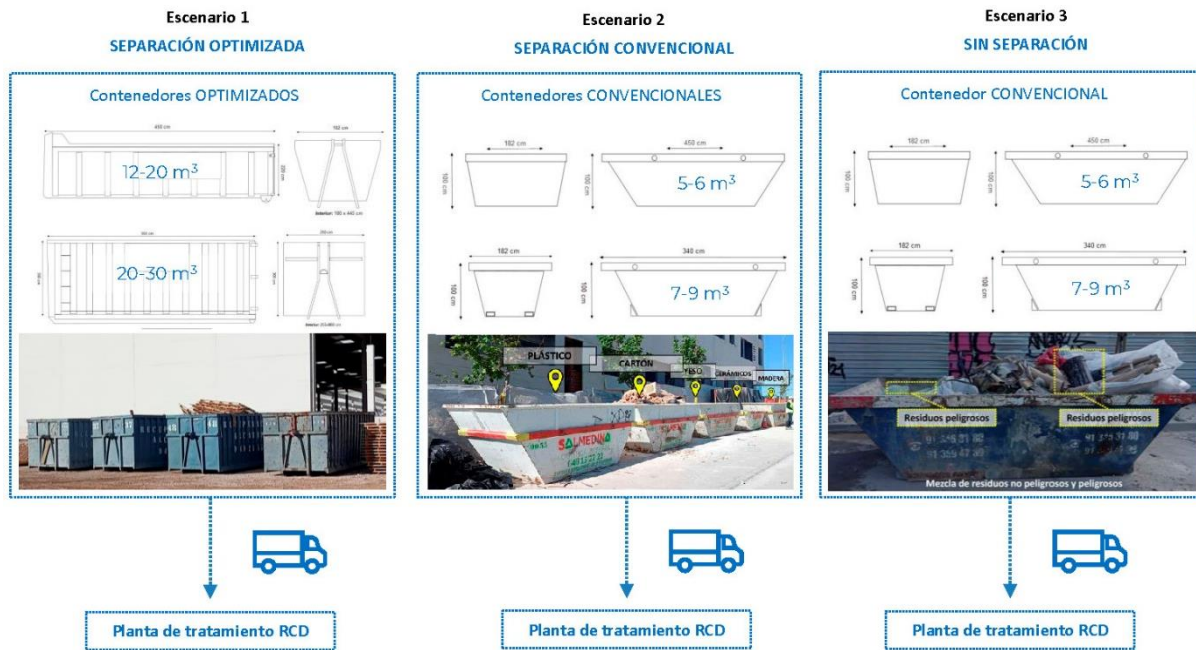


Figura 2. Escenarios comparados.

3. Resultados y Discusión

La cantidad de residuos generados por flujos y metro cuadrado construido, así como los porcentajes que representan con respecto al volumen total de residuos generados en la obra residencial, que alcanza los 331m³, y la industrial, que se sitúa en torno a 464m³, son los indicados a continuación (Figuras 3 y 4).

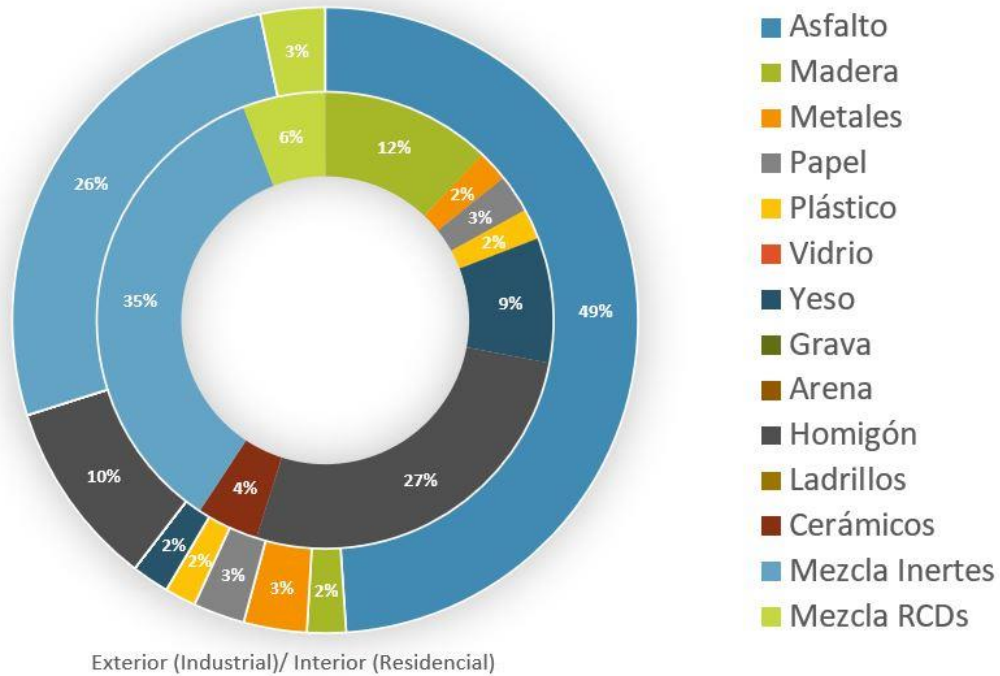


Figura 3. Generación de residuos por flujos

Los resultados obtenidos de la obra residencial e industrial muestran que el porcentaje de residuos inertes representa el 66% y 89% respectivamente. Por su parte, en cuanto al porcentaje de valorización de residuos cabe indicar que la separación a pie de obra permite alcanzar un 83% de aprovechamiento con respecto al 53% que se alcanza cuando todas las fracciones se recogen mezcladas. Esto implica que si se realiza la separación de residuos en las obras se puede reducir el vertido un 30%, por lo que el caso de la residencial se ha evitado que 99m³ vayan a vertedero y en la industrial en torno a 130 m³.

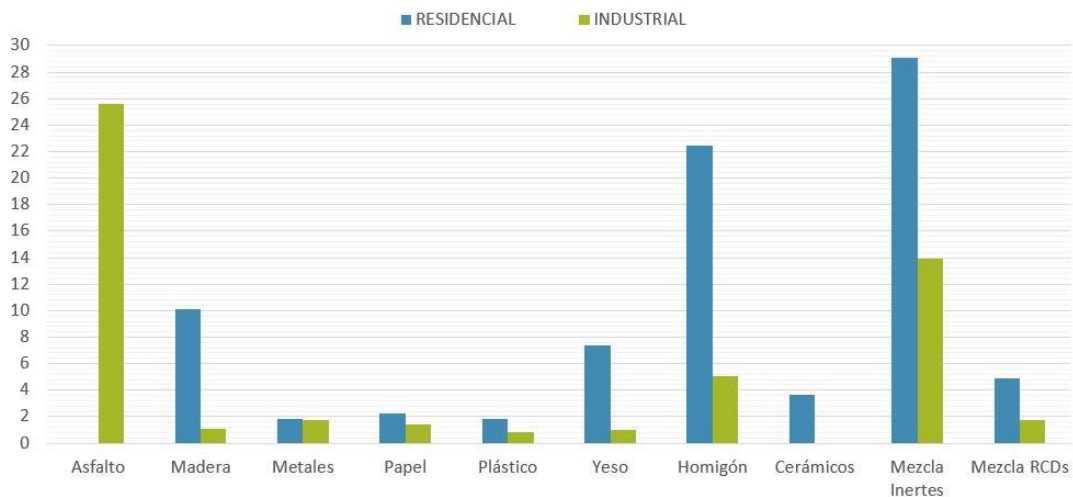


Figura 4. Generación de residuos por metro cuadrado construido

En lo que respecta a la generación de residuos por metro cuadrado construido cabe indicar que la generación de fracciones inertes, concretamente hormigón y sus mezclas, se reducen más de un 50% en la industrial por el empleo de elementos estructurales prefabricados, así como la correspondiente a metales que es mucho mayor en obras convencionales. En su caso la reducción del yeso supera el 80% porque en industriales únicamente está presente en la tabiquería de las zonas de oficinas. Otro aspecto a destacar es la generación de asfalto que se debe al picado y demolición de un vial existente, en este caso asociado a la obra concreta, no siendo representativo de la tipología constructiva.

Tabla 1. Costes de gestión de residuos obra residencial

Tipología	V (m ³)	Separación Optimizada				Separación convencional				Sin Separación			
		Contenedores			Total	Contenedores			Total	Contenedores			Total
		(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)
Asfalto	0	8	0	195	0	6	0	165	0	-	-	-	-
Madera	75	30	3	240	720	6	13	110	1.430	-	-	-	-
Metales	5	6	1	0	0	6	1	0	0	-	-	-	-
Papel	13	20	1	125	125	6	2	95	190	-	-	-	-
Plástico	57	30	2	245	490	6	10	165	1.650	-	-	-	-
Vidrio	0	8	0	165	0	6	0	130	0	-	-	-	-
Yeso	40	20	2	250	500	6	7	178	1.246	-	-	-	-
Grava	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Arena	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Hormigón	45	8	6	148	888	6	8	128	1024	-	-	-	-
Ladrillos	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Cerámicos	10	8	2	148	296	6	2	128	256	-	-	-	-
Inertes	72	8	9	158	1.422	6	12	138	1.656	-	-	-	-
Mezcla	15	8	2	176	352	6	3	165	495	6	55	165	9.105
Total:	331				4.793				7.947				9.105

Donde: V; Volumen de residuos generados; m³, capacidad de los contenedores utilizados; Ud, número de contenedores necesarios para gestionar el volumen de residuos generado; €/Ud, coste de gestión por contenedor; €, coste total de la gestión de los residuos generados.

Tabla 2. Costes de gestión de residuos obra industrial

Tipología	V (m ³)	Separación Optimizada				Separación convencional				Sin Separación			
		Contenedores			Total	Contenedores			Total	Contenedores			Total
		(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)
Asfalto	175	8	22	195	4290	6	29	165	4785	-	-	-	-
Madera	43	30	2	240	480	6	7	110	770	-	-	-	-
Metales	11	6	2	0	0	6	2	0	0	-	-	-	-
Papel	19	20	1	125	125	6	3	95	285	-	-	-	-
Plástico	65	30	2	245	490	6	11	165	1815	-	-	-	-
Vidrio	0	8	0	165	0	6	0	130	0	-	-	-	-
Yeso	13	20	1	250	250	6	2	178	356	-	-	-	-
Grava	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Arena	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Hormigón	33	8	4	148	592	6	6	128	768	-	-	-	-
Ladrillos	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Cerámicos	0	8	0	148	0	6	0	128	0	-	-	-	-
Inertes	60	8	8	158	1264	6	10	138	1380	-	-	-	-
Mezcla	15	8	2	176	352	6	3	165	495	6	72	165	11.880
Total:	431				7.843				10.654				11.880

Donde: V; Volumen de residuos generados; m³, capacidad de los contenedores utilizados; Ud, número de contenedores necesarios para gestionar el volumen de residuos generado; €/Ud, coste de gestión por contenedor; €, coste total de la gestión de los residuos generados.

En lo que respecta al ahorro de costes de gestión cabe indicar, como se observa en las tablas 1 y 2, que la separación de residuos a pie de obra contemplando la optimización de contenedores permite generar un ahorro del 40% en la construcción residencial y del 26% en la industrial con respecto a las obras que separan los flujos sin considerar la optimización y un 47% en la industrial y del 34% en la industrial con respecto a las que directamente mezclan todos los residuos empleando un único contenedor.

Es importante indicar que en estos cálculos no se ha tenido en cuenta que pueden obtenerse ingresos por la entrega de determinados residuos, como por ejemplo, metales, cartón o plástico. En España actualmente estas entregas alcanzan valores de 0,22, 0,13 y 0,08 euros el kilogramo respectivamente. Esto representaría, por ejemplo, en las obras analizadas un aporte promedio de 1.478 euros por el metal, 825 euros por el cartón y 350 por el plástico si han sido separados correctamente.

4. Conclusiones

En el presente trabajo se ha podido comprobar que la separación de residuos a pie de obra y la optimización de los volúmenes de contenedores supone un gran ahorro de gestión de residuos en las obras residenciales e industriales. Esta situación genera un nuevo cambio de paradigma en el sector que durante años ha asumido sobrecostes innecesarios y que en la actualidad, considerando además el posible abono por la entrega de residuos metálicos, cartón y plástico bien separados, está conllevando un mayor interés por implantar efectivamente la separación de residuos y la optimización del volumen de contenedores en las construcciones de nuevos bloques de viviendas y naves industriales. No obstante, cabe indicar en el caso de obras menores que el bajo ahorro obtenido por la poca generación de residuos continúa generando poco interés en la implementación de la separación a pie de obra, por lo que los residuos continúan recogiendo mezclados mayoritariamente. Para revertir esta situación y conseguir aplicar una economía circular en todo el sector, la Unión Europea y los países que la conforman están desarrollando marcos legislativos cada vez más restrictivos, como es el caso de la nueva Ley de Residuos y suelos contaminados de España mencionada en el presente estudio.

Esta adaptación de las empresas está implicando además un mayor interés por la formación de personal especializado en gestión de residuos que sea capaz, por una parte, de realizar estudios y planes de gestión de residuos mucho más detallados y, por otra parte, de supervisar y verificar todo el proceso a pie de obra con el fin de garantizar la implantación y asegurar que los residuos son entregados a gestoras autorizadas, una situación que está potenciando la creación de empleo verde.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo recibido por parte del grupo de investigación INGRES de la Universitat Jaume I, así como a la empresa COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U por su colaboración.

Referencias

INE (2019). España en cifras. INE: Instituto Nacional de Estadística. www.ine.es

EL PAIS. (2023). Residuos en paradero desconocido: por qué las constructoras incumplen la ley. <https://elpais.com/economia/negocios/2023-01-09/residuos-en-paradero-desconocido-por-que-las-constructoras-incumplen-la-ley.html> (Acceso 03/02/2023)

Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-5809> (Acceso 22/01/2023)

Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2002-3285> (Acceso 22/01/2023)

CGATE. (2020). Ratios Nacionales. Helena Granados Menéndez, José Fernández Castillo, Juan López-Asiain Martínez, Consejo General de Arquitectura Técnica de España y Consejo Superior de Colegios de Arquitectos de España.

Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2008-2486> (Acceso 12/03/2023)

Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre por la que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2002-1697> (Acceso 12/03/2023)

ANÁLISIS DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN EN IRAK

Atabi, Kadhum L.^{1*}; Reig-Cerdá, Lucía¹; Colomer-Mendoza, Francisco J.¹

¹ Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón

*al419952@uji.es

Resumen

Los Residuos de Construcción y Demolición (RCD) son un problema en todo el mundo. En este trabajo se analizaron los datos sobre RCD facilitados por el Ministerio de Planificación de Irak, con el objetivo de analizar las diferencias entre los RCD generados en las diferentes provincias iraquíes. Dichos datos provienen del Ministerio de Municipios y fueron obtenidos contando el número de camiones y su volumen. Corresponden a 15 provincias en Irak, y fueron adquiridos durante seis años, de 2015 a 2020. Los datos proporcionados corresponden a residuos gestionados por los municipios, por lo que se desconocen las cantidades recaudadas por el sector privado. El análisis de estos datos permite afirmar que la producción de RCD en Irak aumentó rápidamente durante las últimas dos décadas, especialmente en las provincias de Anbar, Salahadin y Nineveh, debido a la guerra en estas ciudades. Asimismo, los RCD aumentaron en las provincias con alta actividad de las compañías petroleras, como Basra, Wasit, Karbala. Por el contrario, la producción de RCD disminuyó en el año 2020 en la mayoría de las ciudades, lo que se atribuye a la pandemia mundial. El promedio anual de RCD fue de 400 kg/habitante en provincias ordinarias, y aumentó hasta 1.000 kg/habitante en la provincia con actividad de empresas petroleras, y hasta 4.400 kg/habitante en ciudades con crisis de guerra.

Palabras clave: RCD, Irak, Ministerio de Planificación Iraquí, generación

1. Introducción

1.1. Los Residuos de Construcción y Demolición

Generalmente, un residuo es una sustancia o elemento que se desecha o se debe desechar (Begum et al., 2010). También se pueden definir como los materiales no deseados que se destinan al abandono, los cuales pueden ser producidos por los hogares, comercios, actividades institucionales e industriales (Ferguson et al., 1995; Winkler, 2010).

Por su parte, los residuos de construcción y demolición (RCD) se generan a partir de la construcción, rehabilitación y demolición de edificios, carreteras, puentes, excavación o nivelación de terrenos, y lugares de limpieza o restauración debido a desastres naturales o provocados por el hombre, como terremotos o guerras (Cochran et al., 2007; Yuan et al., 2011; Sca et al., 2015). La industria de la construcción ha contribuido negativamente al medio ambiente. Esta actividad se desarrolló especialmente en los países en desarrollo, estos países son los que han generado más residuos (Nasaruddin et al., 2008; Siti et al., 2008; Nagapan et al., 2012; Seow et al., 2016).

Los impactos más importantes de la generación de residuos de construcción y demolición se producen por utilizar una gran cantidad de recursos naturales y por su vertido, que puede dañar el entorno, sobre todo si contienen residuos peligrosos (Yuan y Shen, 2011; Esa et al., 2017).

En Irak, actualmente, la gestión de RCD es una de las mayores preocupaciones debido a la rápida urbanización, el crecimiento de la población y el rápido desarrollo de la industria de la construcción. A pesar de ello, la gestión de RCD no tiene la debida consideración; en consecuencia, el diseño de un plan de gestión de residuos (RCD) es fundamental. Por otro lado, la accesibilidad de datos adecuados y precisos, así como datos sobre la gestión actual, son algunos requisitos previos básicos para elaborar un programa de gestión de residuos. Los datos referentes a la tasa de producción de residuos (RCD) en Iraq son escasos. Además, no hay información accesible y precisa de datos que describan la práctica real de gestión y manipulación de RCD.

1.2. Generación de Residuos de Construcción y Demolición

La industria de la construcción es importante para mejorar el valor del entorno construido, pero sus actividades también influyen en el medio ambiente de varias maneras, entre las que se encuentra la generación de residuos. En las ciudades del mundo se generan alrededor de 1.300 millones de toneladas de residuos de construcción anualmente y se espera que esta cantidad se incremente hasta a 2.200 millones de toneladas en 2025. Esta cantidad se duplicará con creces en los próximos veinte años en los países en desarrollo (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012). Esto significa un importante crecimiento en las proporciones de generación de residuos per cápita, pasando de 1,2 a 1,42 kg/persona·día los próximos quince años. Según las estadísticas de la Comisión Europea, el volumen total de RCD producidos en 2008 en la UE fue de unos 890 millones de toneladas (European Commission, 2012). No obstante, los promedios mundiales son aproximaciones, ya que las proporciones difieren notablemente por región, país, ciudad e incluso dentro de ciudades.

Con respecto a la generación de RCD en el mundo, en 2003, en Teherán (Irán), se estima que se produjeron aproximadamente 6,82 millones de toneladas (Omran et al., 2005). Además, en otro estudio realizado en 2009 en la ciudad de Shahroud (Irán) con una población de alrededor de 129.000 habitantes, se obtuvo una estimación anual de 219.000 toneladas de RCD (1,698 t/persona·año) (Hafezi, 2010). Otros estudios iraníes reportaron que la tasa de generación de residuos de RCD en la ciudad de Tabriz estaba en el rango de 84.850 a 167.034 t/año (0,114 a 0,534 t/persona·año) (Hassan et al., 2019).

En otras zonas como, por ejemplo, Lisboa (Portugal), se informó que la tasa de generación de RCD era de 0,60 t/persona·año (De Melo et al., 2011). En Shanghai (China), con una población de alrededor de 24 millones de habitantes en el año 2011, se produjeron alrededor de 13,7 millones de toneladas de residuos de RCD (0,57 toneladas/persona) (Yuan et al., 2011).

Según un estudio de la USEPA (2019), China tenía la mayor producción de RCD (alrededor de 2.360 millones de toneladas), seguida por Estados Unidos (alrededor de 600 millones de toneladas) e India (alrededor de 530 millones de toneladas) en 2016). La UE también generó una cantidad significativa de RCD, donde Francia y Alemania fueron los principales contribuyentes, con una producción de 240 y 225 millones de toneladas respectivamente. Por otro lado, la generación de RCD por población muestra que la mayoría de los países europeos tienen los mayores valores, con 5,9 t/persona generados en Holanda, seguida de Austria, con 5,5 toneladas de RCD/persona. Así, el ratio RCD/persona en potencias con gran generación de RCD como China, EE. UU. e India, con solo 1.7, 1.8 y 0.4 toneladas de RCD/cápita, respectivamente, resultó inferior al de algunos países europeos.

El objetivo de este estudio es analizar y comparar los RCD generados en diferentes provincias de Irak, según los datos facilitados por la Organización Central de Estadística del Ministerio de Planificación. Por otro lado, también se ha estudiado cómo ha influido la guerra en la generación de RCD.

2. Metodología

2.1. División Administrativa de Irak

Irak está ubicado en la región del Medio Oriente, con un área total de 438.317 km². Tal como recoge la figura 1, está dividido en 18 provincias, de las cuales 15 de ellas, incluida la capital Bagdad, están administradas por el gobierno central en Bagdad. Las tres provincias restantes (Erbil, Sulaimaniyah y Dohuk) están gestionadas por el gobierno de Kurdistán en el norte de Irak.

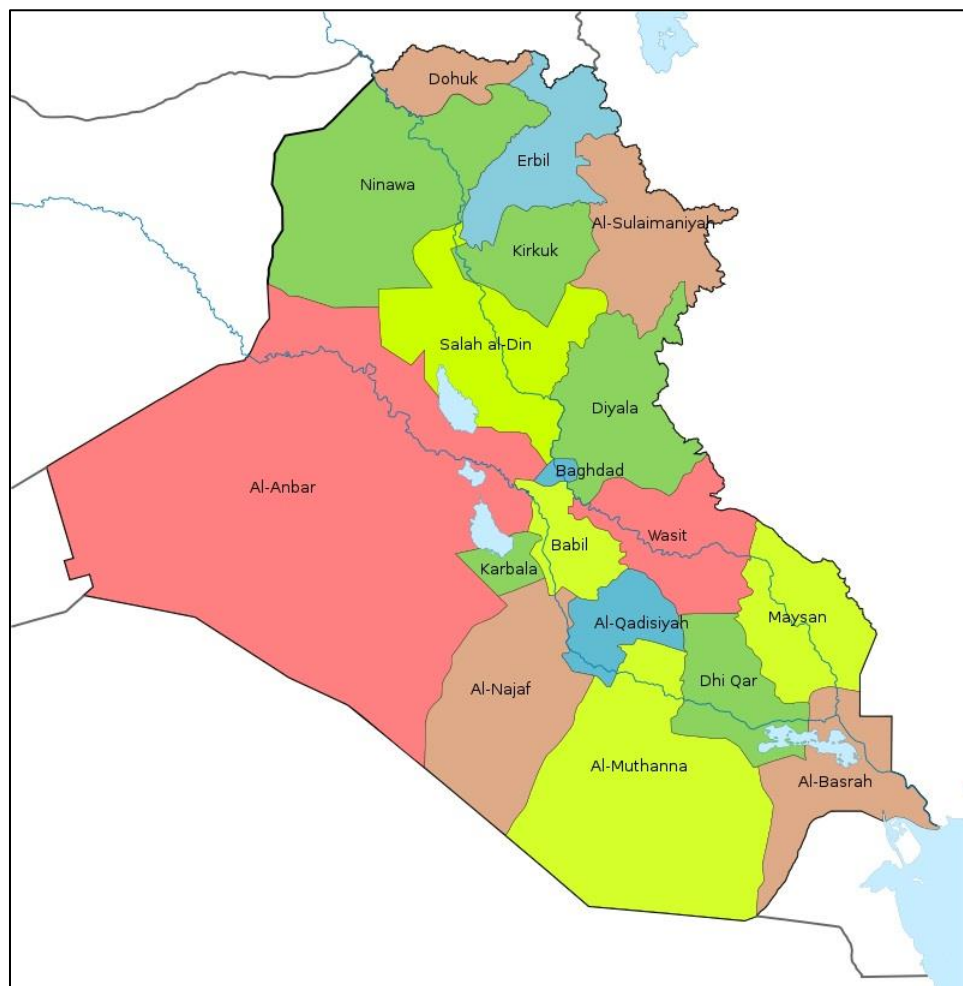


Figura 1. Mapa de Irak y división en provincias

2.2. Residuos de Construcción y Demolición en Irak.

Los principales datos de RCD en Irak provienen de la Organización Central de Estadísticas, que pertenece al Ministerio de Planificación Iraquí. Los datos para estos inventarios son elaborados por el Ministerio Iraquí de Municipios, que contabiliza dentro del sector público diariamente la cantidad de camiones cargados con RCD. La Figura 2 (a, b, c y d) muestra los tipos de RCD contabilizados y transportados por los camiones. Sin

embargo, hay pequeñas empresas privadas que suelen transportar estos residuos a vertederos ilegales, por lo que es difícil incluir estos residuos en el cálculo, debido a que se desconoce el número de camiones y vertederos que están utilizando.

El análisis incluye la producción de RCD per cápita, comparando los resultados obtenidos entre las diferentes provincias. Los datos incluidos en el presente estudio corresponden a 15 provincias de Irak (las 3 provincias en el norte de Irak, pertenecientes a la región de Kurdistán, no han sido incluidas), y fueron recabados durante seis años, entre 2015 a 2020.

El ministerio de planificación no pudo obtener resultados para los años 2015 y 2016 para las provincias de Níniveh y Anbar debido a la guerra contra ISIS (*Islamic State in Iraq and Syria*, Estado Islámico en Irak y Siria) en ese período de tiempo, hasta la liberación de estas provincias en 2016. Cabe destacar además que la provincia de Bagdad está dividida en dos partes, el municipio de Bagdad y sus afueras, según el sistema de administración de la capital de Irak.

Los datos facilitados permiten conocer los residuos generados y la población de cada provincia, pudiendo así calcular la media de RCD per cápita.



Figura 2. Residuos de Construcción y Demolición en Irak

3. Resultados.

La tabla 1 muestra, en kg/persona, la producción media de RCD generados entre los años 2015 y 2020 en 15 provincias de Irak. Los valores de la tabla se han calculado dividiendo los RCD anualmente generados en cada provincia (toneladas/año) entre la población existente. Se ha determinado también el promedio para las 15 provincias analizadas.

Tabla 1. Producción media de RCD en Irak, en kg/persona (Central Statistical Organization of Iraq, 2021)

Provincia	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Nineveh	--	--	1492,73	1780,38	107,52	100,76
Kirkuk	7,10	84,92	83,32	172,68	208,62	97,71
Diyala	43,03	122,60	103,01	152,35	367,22	828,90
Anbar	--	---	4419,38	2188,36	2367,43	1989,61
Municipio de Bagdad	102,71	0,62	10,78	10,23	31,32	8,34
Afuera de Bagdad	6,53	111,15	140,19	122,75	116,36	94,31
Babylon	136,27	423,19	222,47	248,10	157,34	198,42
Karbala	274,25	613,47	419,10	375,09	525,13	348,65
Wasit	80,37	441,62	300,13	273,60	394,16	472,31
Salahaddin	44,24	639,33	1632,76	667,56	1696,60	2743,68
Najaf	269,49	306,51	449,82	416,08	555,54	345,63
Qadisiyah	211,58	281,79	406,11	270,34	258,50	286,57
Muthana	488,87	505,66	175,16	356,35	132,24	0,57
Dhi Qar	51,16	90,35	97,93	51,95	55,15	68,22
Maysan	158,27	113,16	53,89	72,89	70,93	58,69
Basra	222,09	898,06	973,81	68,15	106,24	372,81
Promedio kg/persona	149,71	330,89	686,29	451,68	446,89	500,95

La tabla 1 muestra una significativa variación en la producción de RCD. Provincias con una baja población, situaciones de seguridad estables y actividad normal de proyectos de inversión y empresas petroleras como Kirkuk (municipio de Bagdad, afuera de Bagdad), Dhi Qar, Maysan, Qadisiyah y Wasit obtienen una tasa anual promedio generalmente inferior a 400 kg/persona. Sin embargo, otras provincias como Diyala, Karbala, Najaf, Muthana, Basrah han alcanzado en ocasiones un promedio anual próximo a 1.000 kg/persona, lo que se debe a la alta actividad de las empresas petroleras, proyectos de construcción, así como la guerra con ISIS en algunas regiones de estas provincias.

La figura 3 muestra, de forma gráfica, la producción anual promedio de RCD para las 15 provincias de Irak. Tal como se observa, destaca la producción de RCD en las regiones de Anbar, Nineveh y Salahaddin, con periodos cuya producción resultó muy superior a la media, llegando a generarse incluso más de 4.400 kg/persona-año. Estas provincias sufrieron la invasión de ISIS durante tres años (de 2014 a 2016), así como una gran guerra entre iraquíes y fuerzas de ISIS, hasta la liberación completa de estas provincias, lo que condujo a un gran derribo y deconstrucción de edificios, casas, universidades, puentes, etc. Los RCD disminuyeron en todas las provincias iraquíes en 2020, durante la pandemia de Covid-19, debido a la paralización de los trabajos de todos los proyectos y la imposición de la cuarentena sanitaria.

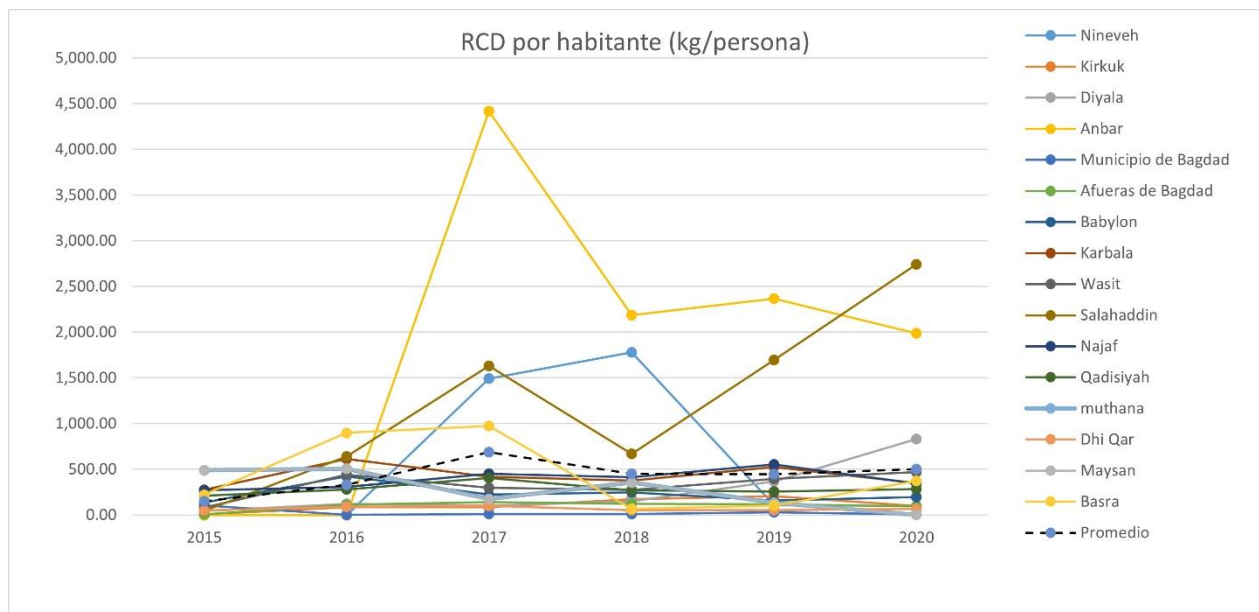


Figura 3. Producción de RCD en Irak para 15 provincias (kg/persona-año).

La figura 4 muestra la producción promedio de RCD para 12 provincias, excluyendo el área de guerra contra ISIS. Tal como se observa, la producción de RCD en estas regiones resultó generalmente inferior a 400 kg/persona-año, destacando únicamente la región de Basra en los años 2018 y 2019, lo que se debe al aumento de las empresas en los campos petroleros. Asimismo, en regiones como el municipio de Bagdad, Maysan o Dhi Qar la producción de RCD fue significativamente inferior, situándose, en general, por debajo de los 100 kg/persona-año. Cabe indicar que los inventarios del Ministerio de las Municipalidades no categorizaron los RCD según el tipo de proyecto (construcción o demolición), y tampoco clasificaron estos residuos según el tipo de materiales que los componían.

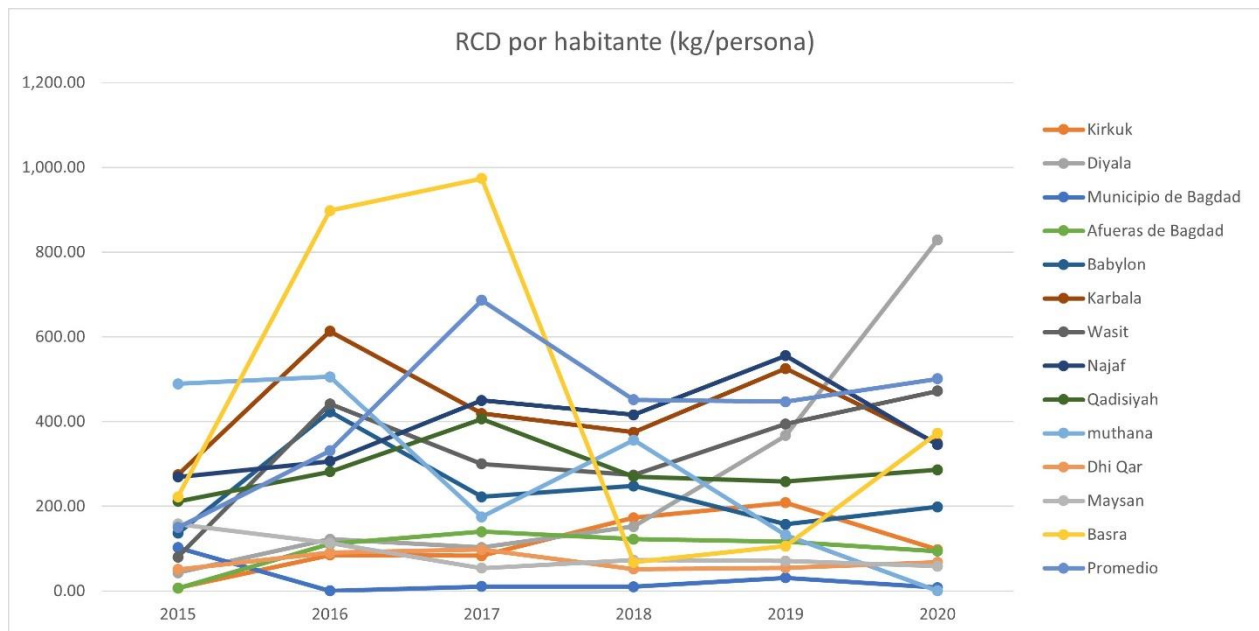


Figura 4. Producción de RCD en Irak para 12 provincias, excluyendo región de guerra contra ISIS (kg/persona-año).

Con el fin de comparar los residuos generados en Irak con los registrados en otros países, la tabla 2 recoge la generación promedio de RCD en otros países. Tal como se observa, existen regiones de Irak con una producción muy elevada de RCD, comparable a la de países con alta producción de residuos, como China y EE.UU.

Tabla 2. Producción media anual de RCD en Irak y comparación con otros países (Central Statistical Organization of Iraq, 2021)

País	RCD, kg/persona-año
Irak (media nacional)	551
Iran – Shahrud	1690
Iran – Tabriz	534
Portugal	570
China	1700
EE.UU.	1800
India	400

4. Conclusiones

El análisis de la producción de RCD en Irak durante los años 2015 a 2020 permite concluir que:

- El promedio de RCD generados en provincias con baja población y pocos proyectos de inversión en la construcción fue generalmente inferior a 400 kg/persona-año.
- El promedio de RCD generados en provincias con actividades en explotación petrolífera fue significativamente superior, situándose entorno a 900 kg/persona-año.
- La mayor cantidad de RCD se generó en provincias con crisis bélicas, llegando a generarse más de 4400 kg/persona en el año 2017.
- En determinadas regiones de Irak la cantidad de RCD generados resulta comparable a la registrada en otros países con elevada producción de RCD, como China o Estados Unidos.
- La generación promedio de RCD en Irak disminuyó en el año 2020 debido a la pandemia de Covid-19.
- No existe una categorización de RCD, por tipo de proyecto o por materiales utilizados, calculada por el ministerio de municipios Iraquí.

Referencias

- Begum, R.A., Satari, S.K., Pereira, J.J. 2010. Waste Generation and Recycling: Comparison of Conventional and Industrialized Building Systems. *American Journal of Environmental Sciences*; 6(4):383-388
- Central Statistical Organization of Iraq (2021) Annual Report for Construction and Demolition Waste. <https://cosit.gov.iq/ar/>
- Cochran, K., Townsend, T., Reinhart, D., Heck, H. 2007. Estimation of Regional Building-Related C&D Debris Generation and Composition: Case study for Florida, US. *Waste Management*, 27(7):921–31.
- De Melo, A.B., Gonçalves, A.F., Martins, I.M. 2011. Construction and Demolition Waste Generation and Management in Lisbon (Portugal). *Resource Conserve Recycle*. 55(12):1252–64.
- Esa, M.R., Halog, A., Rigamonti, L. 2017. Strategies for Minimizing Construction and Demolition Wastes in Malaysia. *Resourc Conserv Recycl*. 120(Suppl C):219–29.

- European Commission. Eurostat statistics [Internet]. 2012. Available from: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>
- Ferguson, J., Kermode, N., Nash, C.L., Sketch, W.A.J, Huxford RP. 1995. *Minimizing Construction Waste: A Practical Guide*. Institute of Civil Engineers, London.
- Hafezi, M.N. 2010. Management of Construction Waste of Shahroud City According to Environmental Aspects. 7th Conference of Geology Engineering and Environment of Iran. Shahroud Polytechnic University, Shahroud, Iran.
- Hassan, T., Reza, T.J., Reza, D., Mohamad, A.J., Mohsen, M.M., Mehdi, G. 2019. Construction and Demolition Waste and Its Management Challenges in Iran: A Case Study in Tabriz City: Health and Environment Research Center, Department of Environmental Health Engineering. 8(2): 62313.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste a Global Review of Solid Waste Management. Urban Development Series. 15.
- Nagapan, S., Rahman, I.A., Asmi, A., Memon, A.H., Latif, I. 2012. Issues on Construction Waste: The need for Sustainable Waste Management, IEEE Colloq. Humanit. Sci. Eng., no. Chuser.;325–330,
- Nasaruddin, F.H., Ramli, N.H.M., Ravana, S.D. 2008, E-Construction Waste Exchange in Malaysia: Preliminary Study, Proceedings of Information Technology International Symposium. Kuala Lumpur, Malaysia, 2008.
- Omrani, G.A., Karbassi, A., Monavari, M., Usefi, N. 2005. Survey on Collection, Recycling and Disposal Condition of Construction Waste: Case Study in Tehran. Journal Environment Scientific Tech. 7(2):52–61.
- Sca, N., Dimache, A., Radu, L.R., Iancu, I. 2015. Leaching Behavior of Some Demolition Wastes. J Mater Cycles Waste.;19(2):623–30.
- Seow, T.W. 2016. Senario Pengurusan Sisa Pepejal di Malaysia. Penerbit Universiti Tun Hussein Onn Malaysia.
- Siti, N.M., Noor, Z.M. 2008. Approach in Construction Industry: A Study on Prefabrication Method as a Tool for Waste Minimization, Proceeding of International Conference on Environmental Research and Technology (ICERT), Penang, Malaysia.
- United States Environmental Protection Agency, 2019. Sustainable Management of Construction and Demolition Materials [07.Mar]Available from. <https://www.epa.gov/smm/sustainable-management-construction-and-demolition-materials#what>
- Winkler, G. 2010. *Recycling Construction and Demolition Waste*. Publisher; McGraw-Hill.
- Yuan, H., Shen, L. 2011. Trend of The Research on Construction and Demolition Waste Management. Waste Manag. 31(4):670–9.
- Yuan, H.P., Shen, L.Y., Hao, J.J.L., Lu, W.S. 2011. A Model for Cost–Benefit Analysis of Construction and Demolition Waste Management Throughout the Waste Chain. Resource Conserve Recycle. 55(6):604–12.

SESIÓN S1-2

RESIDUOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS





X SIMPOSIO **IBEROAMERICANO**
DE INGENIERÍA DE RESIDUOS
CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA) 20, 21 y 22 de junio de 2023
HACIA LA **CIRCULARIDAD** Y EL RESIDUO **CERO**

SESIÓN S1-2

RESIDUOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS



PRODUCCIÓN DE BIOHIDRÓGENO A PARTIR DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS Y COFERMENTACIÓN CON LODOS DE DEPURADORA

Bretas, Clara¹; Doñate, Silvia^{1*}; Esclapez, María Deseada¹; Ribeiro, Daniele ²; P. Gómez-Pérez²

Departamento de Innovación, Depuración de Aguas del Mediterráneo, Av. Benjamin Franklin, 21, 46980 Paterna,
Valencia (España)¹

AINIA, c/ Benjamín Franklin, 5-11, 46980 Paterna, Valencia (España)²

*silvia.donate@dam-aguas.es

Resumen

España es el segundo productor de arroz de la UE y una gran parte de este cultivo se realiza cerca del Parque Natural de la Albufera (Valencia). Esta reserva natural contiene importantes hábitats naturales, terrenos agrícolas tradicionales y lugares de gran valor cultural. Aunque las características de los cultivos contribuyen a la preservación de los humedales, el proceso de recolección viene causando efectos negativos en el medio ambiente de la zona, debido a la práctica de la quema de los residuos de recolección del cultivo (paja de arroz), con el fin de reducir su acumulación.

LIFE REPTES es un proyecto consorciado que tiene como objetivo desarrollar una alternativa para el aprovechamiento de la paja de arroz y ofrecer una alternativa para valorización y reducción de su quema. En este proyecto se plantea el uso de paja de arroz como co-sustrato en el proceso de fermentación oscura, siendo este un bioproceso que permite producir energía renovable mediante la generación de biohidrógeno, seguido de una segunda etapa, mediante el uso del efluente de la fermentación oscura como sustrato para la digestión anaerobia orientada a la producción de biogás/biometano.

Además, el proyecto tiene como objetivos sociales maximizar la concienciación sobre las posibilidades de generación de biohidrógeno a partir de efluentes orgánicos y el uso de biocombustibles verdes, potenciar la aceptación social de los nuevos modelos circulares basados en la valorización y promover el uso del hidrógeno verde en el sector agrícola, fomentando al mismo tiempo la gestión sostenible de los residuos de recolección.

Palabras clave: Biohidrógeno, Biogás, Energía, Valorización

1. Introducción

La producción de energías renovables ha estado atrayendo la atención de investigadores en los últimos años, con el objetivo de buscar soluciones más sostenibles a las fuentes de energía de orígenes fósiles. Esa búsqueda ha sido intensificada en el escenario europeo, tras el corte de suministro de gas natural, resultado de la guerra entre Rusia y Ucrania iniciada en 2022. La guerra ha ocasionado una intensa inestabilidad energética y una extrema volatilidad de los precios de la energía. Como resultado, se han intensificado las investigaciones para encontrar fuentes de energías alternativas, para equilibrar la seguridad de suministro a nivel europeo, reducir la incertidumbre energética y actuar frente al cambio climático (Internacional Energy Agency, 2021).

Las depuradoras de aguas residuales (EDARs) son instalaciones de elevada demanda energética, siendo ésta principalmente vinculada a los procesos de aireación y de deshidratación de lodos. Los costes de energía pueden ser factores limitantes en la operación de estas instalaciones, principalmente teniendo en cuenta el presente escenario, descrito anteriormente. Por lo tanto, la necesidad de desarrollar procesos que permitan la independencia y la autosuficiencia energética de estas instalaciones es cada vez más necesario. Las depuradoras de aguas residuales, que cuentan con una etapa de digestión anaerobia, tienen un potencial energético que puede ser explorado para reducir los costes energéticos de explotación. No obstante, el uso de dicho potencial en la propia EDAR está condicionado a contar con motores de cogeneración para el aprovechamiento del biogás generado.

Una de las alternativas para optimizar los procesos de digestión anaerobia, y así propiciar un mayor autoconsumo energético en la depuradora, está relacionada con el aporte de cosustratos a la mezcla de fangos mixtos que se tratan de forma habitual en estas instalaciones. Los cosustratos aportan materia orgánica, y según el caso, pueden impactar de forma positiva o negativa sobre la estabilidad del proceso biológico de digestión anaerobia, y además pueden afectar la agitación en el interior de estas unidades. Por este motivo es importante evaluar la idoneidad de cada cosustrato, y en este caso concreto determinar su impacto sobre los digestores existentes. En el caso concreto de la biomasa lignocelulósica existen una serie de retos tecnológicos, debidos principalmente a las características fisicoquímicas que presenta este tipo de sustratos (resistencia alta a la degradación química y biológica debido a la presencia lignina), siendo necesaria la implementación de pretratamientos que permitan la viabilidad de su uso en los procesos de digestión anaerobia.

Investigaciones previas (Sivagurunathan et al., 2017) han demostrado la viabilidad de utilizar residuos lignocelulósicos para la producción de biogás e hidrógeno, mediante procesos biotecnológicos. En particular, la paja de arroz es un residuo agrícola producido considerablemente en España, siendo originado principalmente en la región de L'Albufera (Valencia). El parque natural de L'Albufera es uno de los humedales costeros más representativos y valiosos de la Comunidad Valenciana. Se trata de un espacio natural protegido de gran biodiversidad, de fauna y flora. En esta región el cultivo del arroz se realiza mediante la inundación de los campos, lo que favorece el desarrollo de una rica comunidad biológica que sirve de base alimenticia para aves y peces de la región. Pero, aunque el Parque tenga una gran importancia económica y medioambiental, con este cultivo se genera cerca de 100.000 toneladas de paja de arroz al año, un residuo lignocelulósico que actualmente es gestionado, principalmente a través de su quema (prohibida como norma general en la región, con la excepción de cuando es realizada por motivos sanitarios) en los campos de arroz o por su incorporación al suelo. Sin embargo, ambos métodos de gestión de la paja, resultan en la emisión de gases de efecto invernadero y no corresponden a alternativas sostenibles de manejo.

El proyecto LIFE REPTES cuenta con la participación de 4 socios (DAM, GENIA Bioenergy, AINIA y Consorci de la Ribera) y tiene como objetivo valorizar energéticamente la paja de arroz, mediante su co-digestión con lodos de depuradora urbana. En los procesos de digestión anaerobia convencional, en un mismo espacio físico se lleva a cabo todas las etapas de degradación de la materia orgánica: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Sin embargo, este proyecto desarrollará un proceso de digestión anaerobia en doble etapa para permitir la producción de biohidrógeno y biogás/biometano. El proceso consistirá en la separación física de las etapas de digestión. El proceso consistirá en la separación física de las etapas de digestión. En un primer reactor se llevarán a cabo las etapas de hidrólisis y acidogénesis (proceso de fermentación oscura) y en un segundo reactor, el cual será alimentado con el efluente del primero, se realizará la acetogénesis y la metanogénesis (digestión anaerobia convencional). La justificación para el desacople de estas etapas se basa inicialmente en optimizar la etapa limitante del proceso de digestión (hidrólisis) durante la fermentación oscura y recuperar el biohidrógeno producido. Segundo, proporcionar una corriente rica en ácidos grasos volátiles (AGV) al segundo reactor que aprovechará estos compuestos para la producción de biogás.

Este artículo tiene como objetivo presentar y explicar las tecnologías investigadas a lo largo del proyecto, así como las bases teóricas que sustentan los procesos implementados. Además, los resultados esperados, estimados según investigaciones previas realizadas por los socios del proyecto, serán discutidos.

2. Metodología

2.1 Demostrativo

El proyecto LIFE REPTES será ejecutado a partir de la implementación de una planta demostrativa en la depuradora de Pinedo, que corresponde a la instalación de saneamiento más importante de la Comunidad Valenciana (aproximadamente 324.000 m³/d) y una de las más importantes de España. El demostrativo estará en ejecución durante 28 meses para probar la validez de las tecnologías y contará con 5 unidades principales (Tabla 1).

Tabla 1. Unidades de la planta demostrativa

Unidades de la planta	Capacidad
Pasteurizador	2,5 m ³
Tanque pre-mezcla	15 m ³
Fermentador oscuro	15 m ³
Tanque mezcla	1 m ³
Digestor anaerobio	2 m ³

2.2 Proceso LIFE REPTES

El proceso a ser implementado en el proyecto LIFE REPTES se basa en un proceso de digestión anaerobia en dos etapas. La primera etapa de la digestión corresponde a la tecnología más relevante a ser estudiada, la cual corresponde a la fermentación oscura (FO). La FO que consiste en la producción de hidrógeno en la ausencia de luz y oxígeno, y engloba los procesos de hidrólisis y acidogénesis. Sin embargo, para que la FO sea exitosa, utilizando como cosustrato la paja de arroz y lodos de la depuradora, una serie de procesos previos necesitan ser implementados, (Figura 1), los cuales han sido descritos en los siguientes apartados.

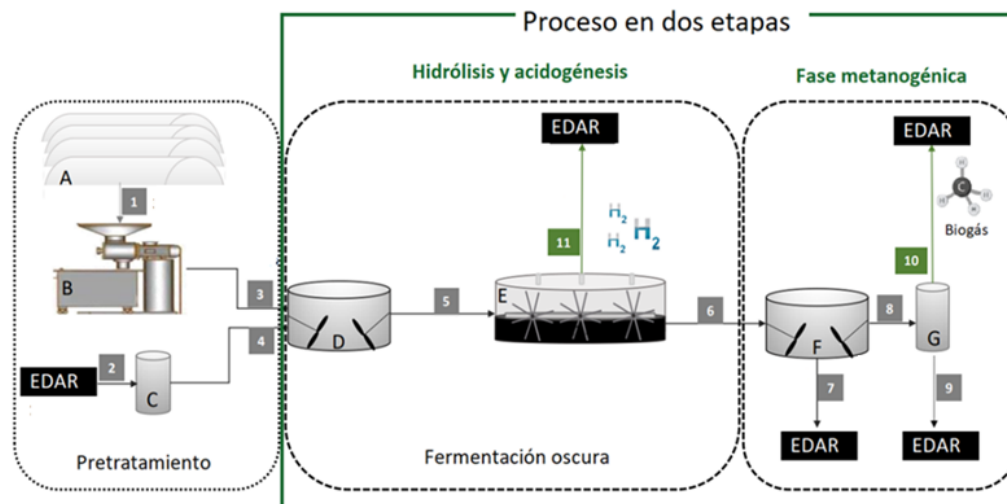


Figura 1. Flujograma del proceso LIFE REPTES (A – Ensilado; B –Bioextrusora; C – Pasteurizador; D – Tanque pre-mezcla; E – Fermentador Oscuro; F – Tanque mezcla; G – Digestor anaerobio)

a) Paja de arroz y bioextrusión

Aproximadamente 214 toneladas de paja de arroz fueron recogidas de los campos en la región de L'Albufera entre los meses de septiembre y noviembre de 2022, y pasaron por un proceso de triturado y posteriormente de ensilado (Figura 1.A). El ensilado es un método de almacenamiento para material vegetal, que permite la conservación durante largos periodos, con pérdidas reducidas de su materia seca, y, con baja reducción de su potencial de biometanización. Además, el ensilado reduce el riesgo de autocombustión de la paja de arroz, cuando ésta se encuentra a niveles muy altos de sequedad.

Los residuos lignocelulósicos, como la paja de arroz, son constituidos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina. La celulosa y la hemicelulosa son los polímeros de interés para la fermentación oscura, porque son los carbohidratos que permitirán la producción de hidrógeno. Sin embargo, la presencia de lignina hace que el acceso a estos carbohidratos por parte de los microorganismos habitualmente involucrados en el proceso de la digestión anaerobia sea extremadamente complicado. Para solventar este problema, relacionado a la degradación de residuos lignocelulósicos, es necesario emplear un tratamiento que permita la rotura de las cadenas de lignina (Saha et al., 2022). Como pretratamiento de la paja de arroz, en este proyecto se utilizará la técnica de bioextrusión (Figura 2.B), la cual permitirá romper las cadenas de la lignina y mejorar la biodegradación del residuo y la mezcla entre la paja de arroz y el lodo.

El proceso de bioextrusión consiste en aplicar presión, mediante la rotación de dos tornos, a la paja de arroz. Este proceso mecánico resulta también en el aumento de la temperatura, que favorece aún más la rotura de la lignina. Estudios previos realizados por los socios del proyecto, han demostrado que la paja de arroz bioextrusionada permite obtener una mezcla homogénea con el lodo de la depuradora, lo que favorece su bombeo y viabiliza su utilización.

b) Lodo de la depuradora

La planta demostrativa será alimentada con lodo primario y secundario hidrolizado de la EDAR de Pinedo, en la siguiente proporción:

- 65% de fango primario (0,65 T/d), el cual pasará por un proceso de pasteurización (Figura 1.C), a 70°C durante 1 hora para la eliminación de las bacterias metanogénicas. La producción de hidrógeno en los sistemas de fermentación oscura se debe principalmente a bacterias anaerobias pertenecientes al género *Clostridium* (Dahiya et al., 2021; Elbeshbishy et al., 2017). Las bacterias productoras de hidrógeno del género *Clostridium* pueden esporular cuando se exponen a condiciones extremas como alta temperatura o pH muy bajo o alto, entre otras. Por tanto, las endosporas pueden resistir las condiciones severas mejor que los microorganismos que no pueden esporular como, por ejemplo, bacterias metanogénicas (Kim et al., 2012).
- 35% de fango secundario hidrolizado (0,35 T/d). En la EDAR de Pinedo se ha implementado un proceso de hidrólisis térmica, aplicado al fango secundario. El proceso se basa en un tratamiento térmico utilizando alta presión seguida de rápida descompresión (tecnología proporcionada por la empresa teCH4). Debido a la higienización del fango secundario durante la hidrólisis, este no será tratado en la pasteurización para la reducción de las bacterias metanogénicas.

Ambos fangos (corriente 4) serán bombeados al tanque pre-mezcla (Figura 1.D), previamente a la fermentación oscura. La paja de arroz bioextrusionada (0,3 T/d) también será añadida al tanque de mezcla (corriente 3), siendo esta la mezcla de alimentación introducida en el proceso de fermentación oscura (corriente 5).

c) Fermentación oscura

La fermentación oscura (Figura 1.E) es una tecnología basada en la producción de hidrógeno durante las primeras etapas de la digestión anaeróbica, evitando que este sea consumido por las bacterias

metanogénicas. Para que el hidrógeno sea producido en las primeras etapas de la digestión, una serie de parámetros de operación serán definidos. Se evaluará tanto el efecto de la aplicación de temperaturas de operación en rango termofílico (50-55°C), como el tiempo óptimo de retención hidráulica (TRH), para el desarrollo de las bacterias productoras de H₂. Debido a que las bacterias metanogénicas son de lento crecimiento, aproximadamente 10 días, es esperado que la condición óptima para el funcionamiento de la fermentación oscura de la mezcla objetivo presente un TRH inferior (Ren et al. 2019). Asimismo, también serán evaluados otros parámetros para favorecer la producción de biohidrógeno, tales como el control del pH en el medio. Se espera que los pH ácidos sean más favorables para el sistema, evitando así la proliferación de bacterias metanogénicas consumidoras de H₂ (Kim et al., 2012).

La presión parcial de hidrógeno en el reactor de fermentación oscura es un parámetro que puede inhibir la producción de hidrógeno. Y por lo tanto se debe favorecer la desorción del H₂ de la fase líquida a la fase gaseosa, minimizando su presión parcial en el sistema (Łukajtis et al., 2018). Esto será alcanzado a partir de un diseño para el tanque de fermentación oscura, que consista en la mayor área superficial posible y sistema de agitación adecuados.

d) Digestión anaerobia

Un digestor anaerobio (Figura 1.G) de 2 m³ será continuamente alimentado con el efluente de la fermentación oscura, el cual será almacenado en el tanque de mezcla (Figura 1.F) y trabajará en condiciones mesofílicas (35-38°C). El biogás producido será analizado para averiguar la viabilidad de su aprovechamiento en motores de cogeneración para la producción de energía eléctrica en la EDAR.

3. Resultados y discusión

a) Fermentación oscura

A partir de los ensayos de laboratorio realizados empleando las proporciones de sustratos descritos anteriormente, es esperado que el fermentador oscuro presente un porcentaje de sólidos totales (ST) inferior a 10%. Esta proporción ha sido estimada según las limitaciones de agitación presentadas a nivel de ingeniería observadas en laboratorio cuando porcentajes de ST superiores a 10% resultaron en complicaciones en la mezcla. Por lo tanto, una concentración óptima de sólidos será empleada de modo a no comprometer la mezcla homogénea en el reactor, además de optimizar el proceso de fermentación oscura en cuanto a la producción de H₂. Para alcanzar la proporción adecuada de ST, será bombeada agua para dilución al tanque de mezcla (previa al FO). Además, un TRH entre 3 y 5 días son estimados como idóneos para maximizar el caudal de H₂ en el gas del fermentador oscuro, lo que resultaría en un caudal diario de 60 m³ con un porcentaje de hidrógeno entre 20 – 30% (Figura 2).

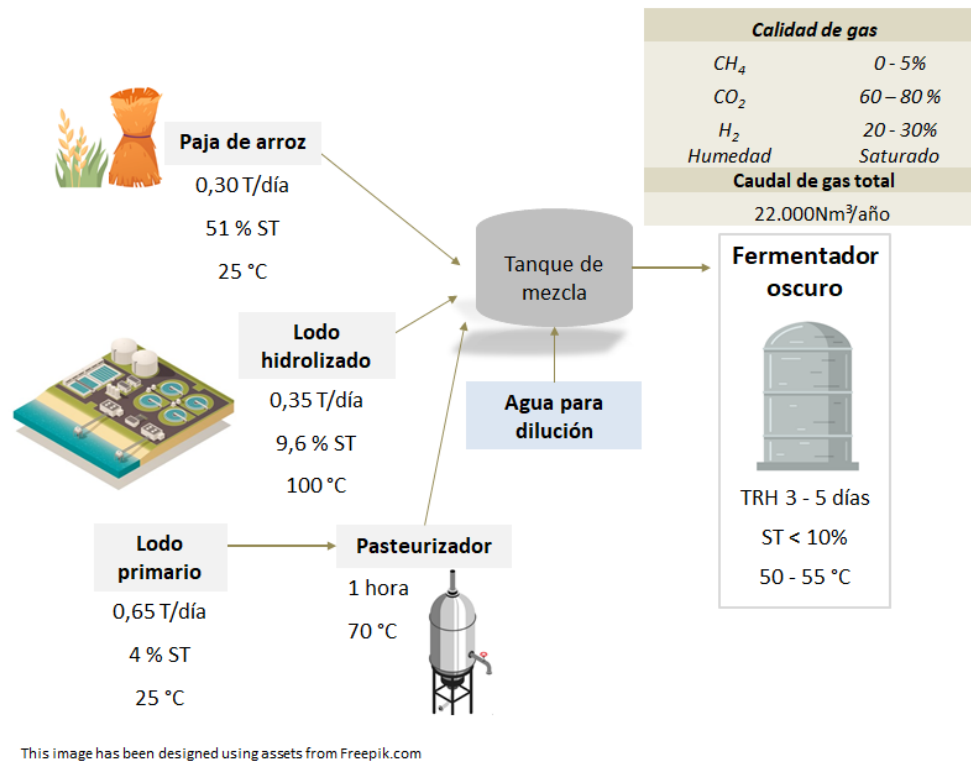


Figura 2. Proceso operativo esperado para la fermentación oscura en el proyecto LIFE REPTES

b) Producción de energía renovable

En la situación actual, la EDAR de Pinedo alcanza 18 GWh/año procedentes de la digestión anaerobia (DA). La implementación de la planta de demostración incrementará la producción de energía renovable mediante la producción de biohidrógeno y mejora de la DA. Según la literatura la paja de arroz tiene un potencial de producción de hidrógeno superior al lodo (Figura 3). Basándose en la cantidad estimada de sustrato usada en el proyecto, se estima una producción anual en la fermentación oscura de 7.483 m³ de hidrógeno. Dado que el PCI del hidrógeno es de 33,33 KWh/Kg (Yue et al., 2021) y su densidad es de 0,0899 kg/m³, la energía correspondiente producida anualmente es de 22.423 KWh.

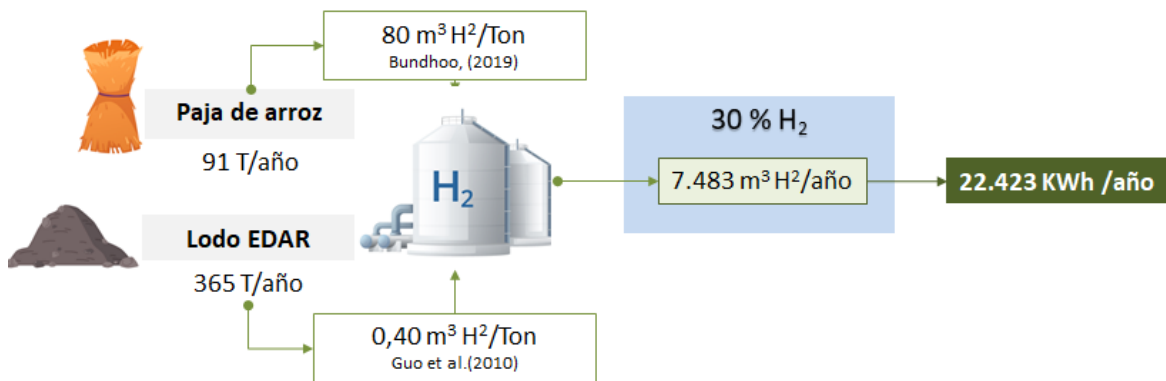


Figura 3 – Producción de energía eléctrica a partir del hidrógeno producido en la fermentación oscura

Actualmente, la EDAR Pinedo cuenta con el proceso de digestión anaerobia que trabaja con un aporte de co-sustrato para incrementar la producción de biogás. La implementación del proceso REPTES viabilizará también el aumento de la producción de biogás en la DA. Según investigaciones anteriores realizadas por los socios del proyecto, se espera producir 11,4 m³ y 492 m³ de biogás por tonelada de lodo y paja de arroz, respectivamente. Por lo tanto, una producción de un biogás anual de 61.606 m³ es estimada. Considerando que aproximadamente un 60% del biogás producido corresponde a biometano (36.963,80 m³/año), que este es el gas de interés para la producción de energía, se define la producción de energía eléctrica por la ecuación 1:

$$\text{Energía Biogás} = \frac{\text{Biometano} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{año}} \right) \times \text{Rendimiento eléctrico CHP} \times \text{Energía Gas (KWh)}}{100} \quad (1)$$

Siendo el rendimiento eléctrico de los motores de cogeneración (CHP) de la EDAR de Pinedo del 40%, la energía del gas para cada 1 Nm³ de gas natural es igual a 9,76 KWh. Se espera una producción de energía anual de 144.306,69 KWh por parte del biometano.

Tras la validación de la tecnología REPTES y su implementación en larga escala en la EDAR de Pinedo, 15.000 toneladas de paja de arroz podrán ser revalorizadas en la planta, lo que resultará en una producción de energía renovable por parte del hidrógeno de 3 GWh/año y se estima una mejora del 30 % en la producción de biometano, lo que permitirá que la depuradora alcance una producción anual de aproximadamente 23,2 GWh.

4. Conclusiones

Las tecnologías a ser implementadas en el proyecto LIFE REPTES están en fase de estudio y validación antes de su escalado a la planta demostrativa. Sin embargo, los resultados obtenidos hasta el momento demuestran que el proceso de fermentación oscura es una ruta alternativa y viable para valorizar la paja de arroz y a su vez producir el vector energético H₂, presente a aproximadamente 20 -30 % en la corriente de gas. Además se prevé una mejora en un 30 % en la producción de biometano en la digestión anaerobia convencional, alimentada con la corriente de efluente de la fermentación oscura.

Con los resultados inicialmente obtenidos se espera que los procesos investigados en el proyecto LIFE REPTES, den una ruta alternativa y sostenible para la gestión de la paja de arroz, resultando en la producción de biohidrógeno y la mejora de la producción de biogás. Finalmente, la implementación de la tecnología desarrollada favorecerá la autosuficiencia energética de las depuradoras, las cuales son instalaciones críticas para la sociedad, y que tienen un elevado requerimiento energético durante sus explotaciones.

Agradecimientos

El proyecto LIFE REPTES ha recibido financiación de la Unión Europea en virtud del acuerdo de subvención n° 101074329. No obstante, los puntos de vista y opiniones expresados son exclusivamente los autores y no reflejan necesariamente los de la Unión Europea ni los de la Agencia Ejecutiva Europea de Clima, Infraestructuras y Medio Ambiente. Ni la Unión Europea ni la autoridad que concede la subvención pueden ser consideradas responsables de las mismas.



Funded by the
European Union



ainia



Referencias

- Bundhoo, Z. M. A. (2019). Potential of bio-hydrogen production from dark fermentation of crop residues: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(32), 17346–17362. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.11.098>
- Dahiya S., Chatterjee S., Sarkar O., Mohan S.V., 2021, Renewable hydrogen production by dark-fermentation: Current status, challenges and perspectives, *Bioresource Technology*, 321, 124354, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124354>.
- Elbeshbishy, E., Dhar, B. R., Nakhla, G., & Lee, H. S., 2017. A critical review on inhibition of dark biohydrogen fermentation. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 79, 656–668. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.075>
- Guo, X. M., Trably, E., Latrille, E., Carre, H., & Steyer, J. P. (2010). Hydrogen production from agricultural waste by dark fermentation: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(19), 10660–10673. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.03.008>
- Kim, M., Yang, Y., Morikawa-Sakura, M. S., Wang, Q., Lee, M. v., Lee, D. Y., Feng, C., Zhou, Y., & Zhang, Z., 2012. Hydrogen production by anaerobic co-digestion of rice straw and sewage sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(4), 3142–3149. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.10.116>
- International Energy Agency. (2021), Net Zero by 2050, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/net-zero-by-2050>, License: CC BY 4.0
- Łukajtis, R., Hołowacz, I., Kucharska, K., Glinka, M., Rybarczyk, P., Przyjazny, A., Kamiński, M., 2018. Hydrogen production from biomass using dark fermentation. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 91, 665–694. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.043>
- Ren, N., Wang, B., Huang, J., Xing, D., Liu, B., 2019. Dark fermentation and microbial community structure affected by hydraulic retention time in a continuous stirred tank reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 78, 68-76.
- Saha, R., Bhattacharya, D., Mukhopadhyay, M., 2022. Enhanced production of biohydrogen from lignocellulosic feedstocks using microorganisms: A comprehensive review. *Energy Conversion and Management: X*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2021.100153>
- Sivagurunathan P, Kumar G, Mudhoo A, Rene ER, Saratale GD, Kobayashi T, et al., 2017. Fermentative hydrogen production using lignocellulose biomass: an overview of pre-treatment methods, inhibitor effects and detoxification experiences. *Renew Sustain Energy Rev*. 77, 28–42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.091>.
- Yue, M., Lambert, H., Pahon, E., Roche, R., Jemei, S., & Hissel, D., 2021. Hydrogen energy systems: A critical review of technologies, applications, trends and challenges. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 146). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111180>

PROYECTO LIFE AMIA: COMBINACIÓN DE TECNOLOGÍAS INNOVADORAS PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUA Y REDUCCIÓN DE FANGOS DE EDAR

Zuriaga Agustí, Elena^{1*}; Pérez Hernández, Cristian¹; Zamorano López, Nuria¹; García Tirado, Rubén¹;
Abellán Soler; Manuel²; Ferrer Caraco, Estefanía³; García izquierdo, Carlos⁴

¹Sociedad Fomento Agrícola Castellonense, S.A (FACSA), España

²Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia, España

³EUROFINS- IPROMA, España

⁴Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC),
España

*ezuriaga@facsa.com

Resumen

El proyecto LIFE AMIA diseña una solución tecnológica para el tratamiento y regeneración de aguas residuales urbanas para su reutilización, de aplicación en pequeñas y medianas poblaciones. Se presenta un nuevo prototipo de EDAR que combina tres procesos en serie: tratamiento anaerobio-aerobio compacto (A²C), fotobiorreactor de microalgas (HRAP) y proceso de adsorción con electrooxidación avanzada (AOP). El reactor A²C consiste en un lecho anaerobio de biomasa granular que produce biogás seguido de un tratamiento aerobio en lecho móvil de biomasa soportada, logrando una reducción del 80,2% de la producción de lodos. Los reactores HRAP emplean un cultivo de microalgas para asimilar los nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) en presencia de luz solar y CO₂ disuelto, permitiendo cosechar la biomasa y su uso como biofertilizante. El tratamiento de electrooxidación (AOP) utiliza partículas que permiten la adsorción y oxidación de contaminantes aplicando corriente eléctrica alimentada por energía solar. El reactor A²C ha operado de manera continua durante más de 700 días obteniendo una fracción de metano promedio en el biogás del 65±8%. El cultivo de microalgas logra una recuperación total de nitrógeno y fósforo en biomasa de 335 y 156 g/d, respectivamente. Los compuestos de preocupación emergente son eliminados también en su mayoría, destacando principalmente la eliminación de compuestos difíciles de eliminar en el tratamiento convencional como la venlafaxina, ketoprofeno y diclofenaco. Mediante esta tecnología, el proyecto LIFE AMIA ofrece una solución sostenible y de bajo consumo energético para el tratamiento de aguas residuales urbanas con alta calidad y apta para uso en la agricultura, minimizando la producción de residuos y aplicando el principio de economía circular.

Palabras clave: Economía circular; Reducción de lodos; Reutilización de agua; Fotobiorreactor de microalgas (HRAP); Biofertilizantes

1. Introducción

La escasez de agua es un problema creciente que afecta a la salud humana, el desarrollo económico y el mantenimiento de los ecosistemas. Según la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se espera que un 50% de la población sufra sequías periódicas en 2050, debido al crecimiento demográfico, expansión y intensificación de la agricultura, desarrollo industrial y cambio climático. Esto hará que la demanda de agua sea un 55% mayor en comparación a 2015.^{1,2} Los estudios muestran que varias regiones de la Unión Europea (UE) ya sufren o sufrirán en el futuro el riesgo de estrés hídrico, con mayor afección en el sur de Europa.³

Para abordar este problema, es necesario mejorar las tecnologías actuales y promover la reutilización del agua para poder reintroducirla en el ciclo integral de manera segura y disminuir así la presión sobre los recursos hídricos. La reutilización/regeneración de las masas de agua que salen del ciclo es una manera de fomentar la economía circular y maximizar la disponibilidad de agua para el consumo y uso humano.

Por otra parte, los lodos de depuradora son el residuo sólido resultante del tratamiento de aguas residuales en las estaciones depuradoras. La cantidad de fangos producidos en la UE-27 alcanzó los 13 millones de toneladas al año en 2020, y el pronóstico indica su aumento debido al crecimiento de la población y el saneamiento a nivel mundial.⁴ Sin embargo, estos lodos no son solo un residuo, sino que tienen distintas aplicaciones y pueden ser convertidos en productos de valor añadido. La economía circular es un modelo de producción y consumo que promueve la reutilización, reparación, renovación y reciclaje de materiales y productos en su ciclo de vida y uso, y es una forma de minimizar los residuos y preservar los recursos naturales. La gestión de los residuos de las estaciones depuradoras se puede mejorar mediante la valorización y reutilización de los fangos y la implementación de tecnologías innovadoras que permitan obtener productos de valor añadido y disminuir la producción de residuos. En el contexto actual, pese a la posible valorización de los lodos, estos siguen presentando una de las principales desventajas de los tratamientos de depuración de aguas residuales convencionales, pudiendo alcanzar un 30% de los costes totales de explotación de las instalaciones. Una de las opciones para reducir el volumen de fangos puede ser el empleo de la digestión anaerobia en la línea de agua, que presenta una producción de fangos muy inferior a los fangos activados como tratamiento secundario, pero los tiempos de retención hidráulico son sensiblemente superiores y esto implica dificultades técnicas para hacer viable el tratamiento anaerobio del agua. Lo más común es que la digestión anaerobia se de en la línea de fangos para estabilizarlos y reducir su volumen.⁵

Con este fin, el proyecto LIFE AMIA tiene como misión principal el diseño de un prototipo de Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) innovadora de aplicación a poblaciones de pequeño y mediano tamaño, para promover la reutilización de agua residual regenerada. Se apoya en la aplicación del principio de economía circular de todas las corrientes que forman el proceso de depuración y la reducción del consumo energético.

2. Metodología

El prototipo de EDAR innovadora que el proyecto LIFE AMIA propone consiste en el tratamiento del agua procedente de un pretratamiento de EDAR convencional, con tres grandes bloques: reactor anaerobio-aerobio compacto (A2C), fotobiorreactores de microalgas (HRAP) y proceso de oxidación avanzada (AOP). Además de estos equipos, se dispone de un decantador para los fangos de la etapa A2C y un cosechador de microalgas tipo DAF (flotador por aire disuelto), así como paneles solares para alimentar al proceso de oxidación avanzada y un invernadero demostrativo para la reutilización de los biofertilizantes obtenidos. La Figura 1 presenta el diagrama completo con las distintas etapas del proceso que componen el proyecto, en el que se trata un caudal de 12 m³/día.

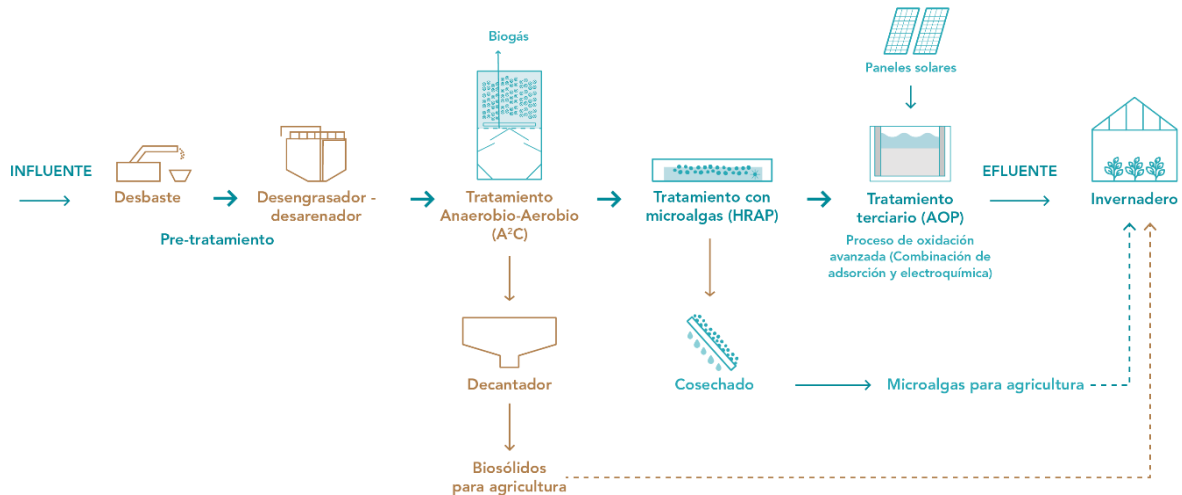


Figura 1. Esquema del proceso LIFE AMIA

2.1 Tratamiento anaerobio-aerobio compacto (A²C)

El reactor A²C es la primera etapa del proceso LIFE AMIA, y es un reactor vertical constituido por dos etapas principales: cámara anaerobia fango granular de lecho (EGSB) de 375l y cámara aerobia de lecho soportado de biomasa en *carriers* (MBBR) de 330l. Entre ambas etapas existe un separador que retiene los gránulos provenientes de la cámara EGSB previniendo así el escape de sólidos a la parte superior. La Figura 2 presenta el reactor compacto, fango granular y lecho de *carriers*. Esta etapa permite la reducción significativa de la producción de lodos de depuradora.

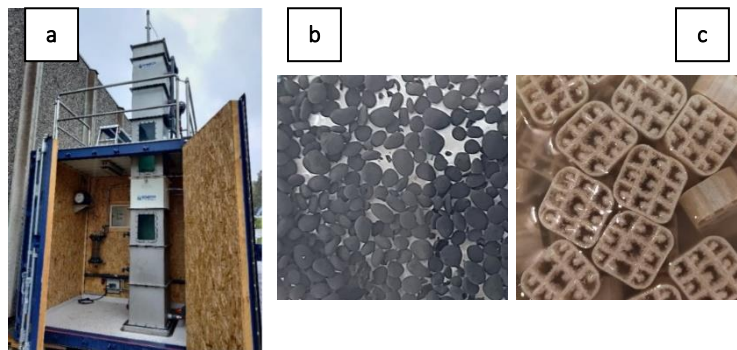


Figura 2. (a) Reactor A²C, (b) Fango anaerobio de la etapa EGSB y (c) y biomasa aerobia soportada.

2.2 Tratamiento de microalgas (HRAP) y cosecha (DAF)

El efluente de la etapa A²C, tras la decantación, es bombeado a dos fotobiorreactores abiertos de lámina de agua baja impulsados por paletas. Este tipo de reactor es conocido como HRAP (*High Rate Algal Ponds*). En esta etapa, el consorcio microalga-bacteria presente en el cultivo realiza el tratamiento secundario. Los reactores HRAP consisten en dos reactores de 28 m³ con una lámina de agua poco profunda (<0.25m) que permite la incidencia de la luz solar hasta el fondo, combinada con una agitación (generalmente por paletas) que permite que el cultivo realice un recorrido a alta velocidad favoreciendo la turbulencia y movimiento de los microorganismos. La estrategia aplicada se basa en un tratamiento avanzado con el objetivo de eliminar nutrientes (nitrógeno y fósforo) de manera simultánea a la eliminación de materia orgánica. Se utiliza una dosificación de CO₂ como método de regulación del pH, mediante un controlador de dosificación que mantiene el pH de los reactores en el rango 7-8. De esta etapa se obtiene biomasa que es cosechada

mediante un flotador por aire disuelto (DAF). Este cosechado, junto al fango de la etapa anterior, es estudiado como biofertilizante. La Figura 3 presenta el reactor HRAP y el cultivo mixto.

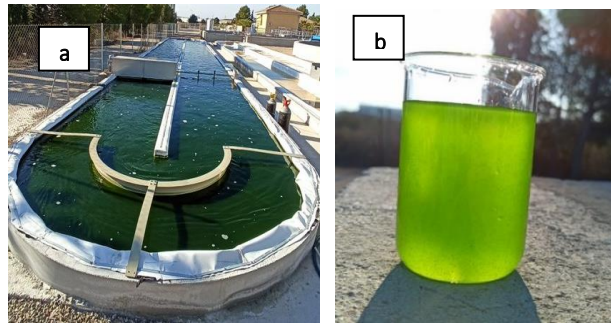


Figura 3. (a) Reactor HRAP, (b) Cultivo mixto

2.3 Proceso de oxidación avanzada (AOP)

El efluente clarificado después del equipo DAF es impulsado a la tercera y última etapa de tratamiento LIFE AMIA, que es el proceso de oxidación avanzada (AOP). Este funciona a través de un proceso de adsorción y electrooxidación de la materia orgánica mediante la aplicación de corriente eléctrica a través de un lecho de partículas de grafito modificado, obtenido como subproducto de una industria siderúrgica (Nyex™). Este tratamiento presenta dos reactores diferentes en paralelo, alimentados por paneles solares. La Figura 4 presenta el reactor AOP y el lecho de Nyex™.

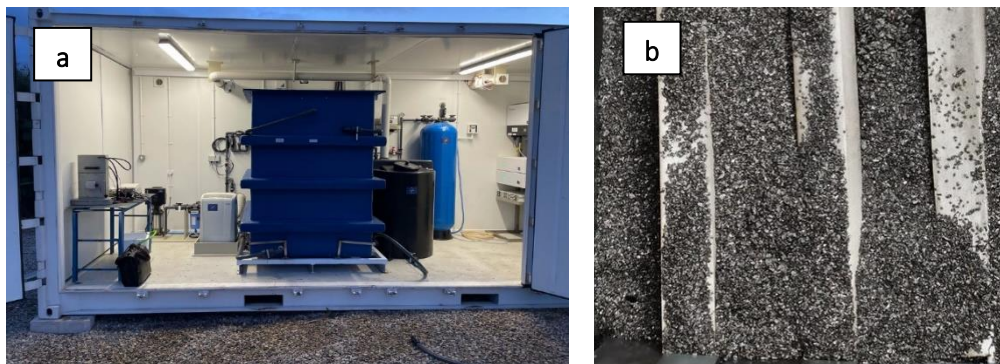


Figura 4. (a) Proceso de oxidación avanzada (AOP) y (b) Partículas de Nyex™ separadas por membranas de distribución de la corriente eléctrica

En esta etapa de tratamiento se logra la desinfección del agua y la eliminación de contaminantes de preocupación emergente resistentes a la eliminación en las etapas previas de tratamiento, que son analizados en laboratorio.

2.4 Invernadero demostrativo

Con el fin de disponer en las instalaciones del proyecto de una zona de aplicación de los fangos y biomasa de microalgas cosechada, se emplea un invernadero pequeño de 12m² (Figura 5) en el que se plantan distintos cultivos empleando estos sustratos.



Figura 5. Invernadero demostrativo del proyecto LIFE AMIA.

3. Resultados y discusión

3.1 Tratamiento compacto anaerobio-aerobio (A²C)

Los resultados de la validación de la tecnología LIFE AMIA se muestran a continuación. La Figura 6 muestra la evolución del rendimiento de eliminación de DQO en el tiempo en la etapa A²C. El reactor anaerobio-aerobio ha estado en operación durante más de 700 días, durante los cuales ha mantenido rendimientos estables de eliminación de DQO ($74 \pm 16\%$) y ha soportado con éxito picos de carga orgánica de hasta 1.500 mg/L sin afectar significativamente el efluente. La Figura 7 muestra la producción de biogás de esta etapa, donde una vez alcanzadas las condiciones estables, se mantuvo en un promedio de $65 \pm 8\%$ de metano.

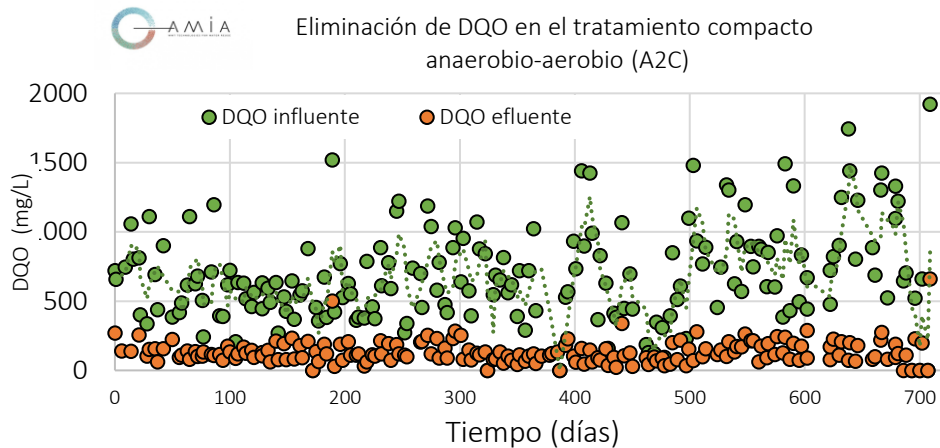


Figura 6. Evolución de la eliminación de DQO en el tratamiento A²C

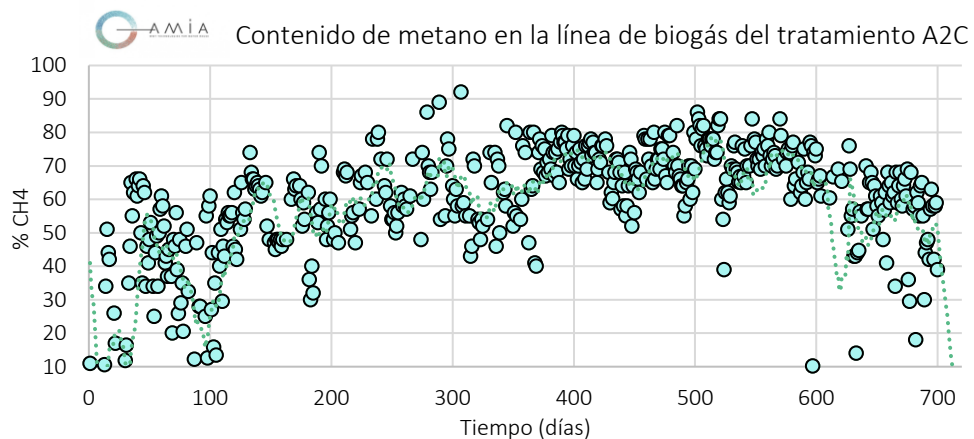


Figura 7. Evolución de la eliminación de DQO en el tratamiento A²C

En relación al enfoque en la economía circular y reducción de residuos, cabe destacar que el uso de esta tecnología (reactor anaerobio-aerobio) permite una reducción significativa de los fangos de depuradora en un 82,1%, lo cual ayuda a reducir el volumen de residuos que deben ser gestionados. Esto tiene importantes consecuencias ambientales ya que reduce la carga de residuos en los vertederos y mejora la eficiencia en la gestión. Además también ayuda a recuperar y reutilizar los recursos contenidos.

Los fangos, una vez tratados en el reactor, son ricos en nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, que son esenciales para el crecimiento de los cultivos vegetales. Además, los microorganismos presentes en los fangos también pueden mejorar la estructura del suelo y aumentar su fertilidad.

Por lo tanto, el uso de los fangos como fertilizante orgánico en la agricultura puede contribuir a la reducción de la dependencia de los fertilizantes químicos, que a menudo son producidos a partir de recursos no renovables y pueden tener impactos negativos en el medio ambiente.

3.2 Tratamiento en fotobioreactor de microalgas (HRAP)

Los reactores HRAP fueron operados con varios tiempos de retención hidráulica (TRH) en el rango de 3-6 días. Se observó que tiempos de retención hidráulico (TRH) inferiores o igual a 3 días, el crecimiento de microalgas y el rendimiento de fijación de nutrientes se reduce. Por lo tanto, se estableció el reactor para trabajar con un tiempo de retención hidráulico de 4,5 días, lo suficientemente largo para lograr las propiedades deseadas de la floculación de la biomasa y menor que 6 días, lo que ahorraría un 33% de la superficie necesaria para lograr el mismo tratamiento. El reactor alcanzó un rendimiento pseudo-estable con el TRH de 4,5 días y 404 mg de SST/L en promedio (87% SSV). La concentración de sólidos fue muy variable (Figura 8), lo cual era esperado dada las variaciones en la carga orgánica, la influencia del agua industrial y las condiciones climáticas y estacionalidad.

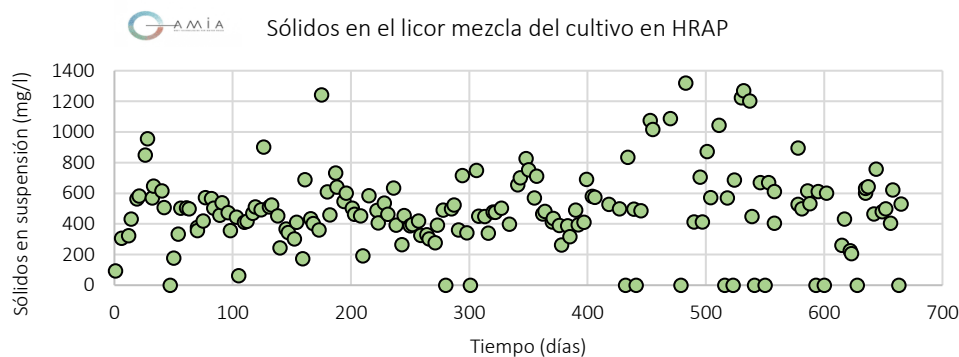


Figura 8. Evolución de la concentración de biomasa en el cultivo HRAP.

Se observó una eliminación del $65 \pm 20\%$ de DQO con valores de efluente por debajo de 100 mg/L. El contenido de materia seca de N y P en la biomasa obtenida fue del 6,7% y 3,1% respectivamente. Al convertirlos en biofertilizantes a base de algas, la cantidad de nutrientes recuperados resultó en 335,2 g N/d y 156,1 g P/d. Dadas las condiciones del licor mezcla y la tendencia a la autofloculación de las microalgas, se evaluó el cosechado por sedimentación, especialmente positivo en términos de reducción de consumo energético y del uso de agentes floculantes. La biomasa de microalgas cosechada, dado su contenido en nitrógeno y fósforo, es un potencial biofertilizante que puede ser comercializado o tratado como tal, siendo en este caso mínima la producción de residuos a partir del tratamiento.

3.3 Proceso de oxidación avanzada

En la última etapa de tratamiento del proceso LIFE AMIA, se consigue la oxidación de la materia orgánica que permite depurar el agua con calidad suficiente para el cumplimiento del Reglamento (UE) 2020/741

relativo a los requisitos mínimos de reutilización de agua, que endurece frente a la legislación previa los requisitos para considerar apta el agua regenerada para diferentes usos.

En este tratamiento se alcanza una eliminación de materia orgánica suficiente y un efluente de calidad elevada, cuyos parámetros fisicoquímicos más importantes se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos más relevantes del efluente del proceso AOP.

pH	Conductividad 25°C (μS/cm)	DQO (mg/l)	S-DQO (0,45μm) (mg/l)	SST (mg/l)	%VSS
7,4±0,3	2892±298	39±18	35±6	11±5	93±4

Además, la desinfección es conseguida obteniendo los siguientes resultados en la eliminación de seis patógenos seleccionados para el estudio presentados en la Figura 9:

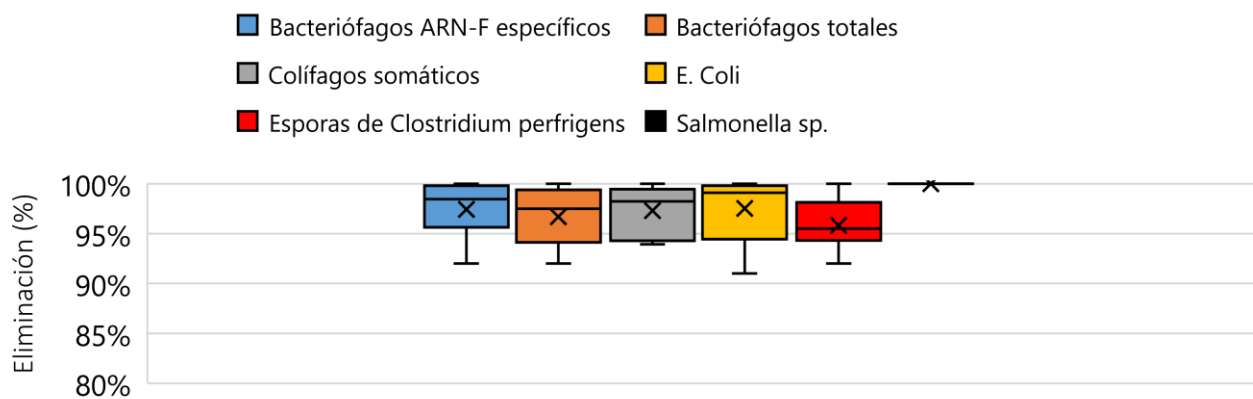


Figura 9. Eliminación de patógenos en el proceso de oxidación avanzada (AOP).

Por otro lado, los contaminantes de preocupación emergente son eliminados gracias a la acción de la electrooxidación en el lecho de Nyex™, que permite la protección de las masas de agua o cultivos a las que el agua regenerada será vertida, dada la problemática existente con los fármacos, pesticidas, fungicidas y drogas entre otros, que no son eliminados de manera significativa en el tratamiento convencional de EDAR. Destaca la eliminación de la Venlafaxina, Diclofenaco y Trimetoprim, donde el rendimiento es muy superior en el tratamiento LIFE AMIA (Figura 10).

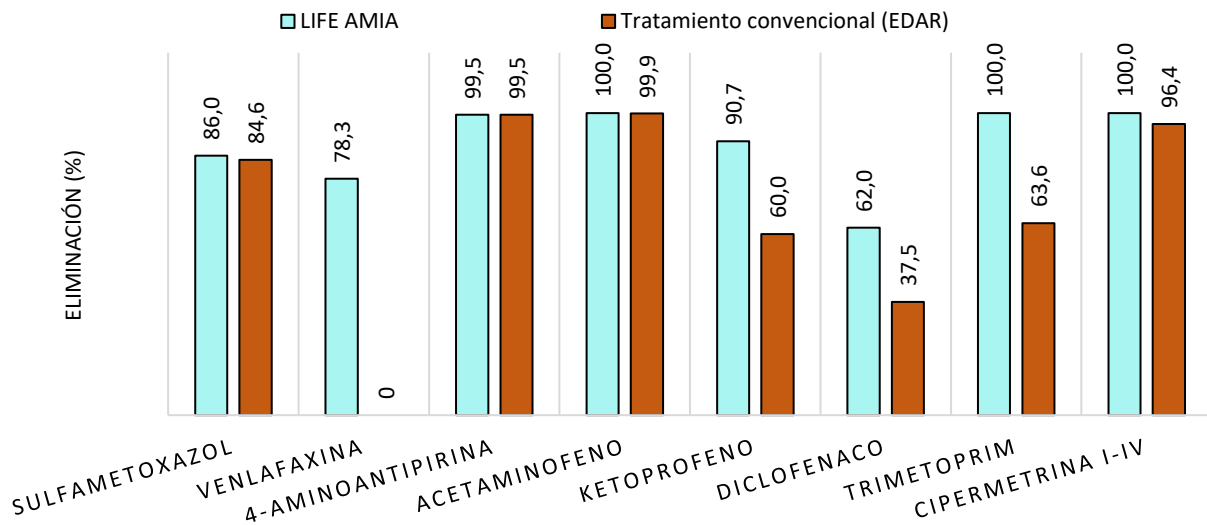


Figura 10. Comparativa de la eliminación de contaminantes emergentes en el proceso AOP frente al tratamiento convencional (EDAR Alhama de Murcia).

4. Conclusiones

El proceso LIFE AMIA ha demostrado ser una alternativa eficiente y sostenible para el tratamiento de aguas residuales. La estabilidad y rendimiento del sistema anaerobio-aerobio en la eliminación de DQO, junto con la producción de metano mantenida, son indicativos de su efectividad, destacando también en la reducción de los residuos asociados a la producción de fangos. Además, se consigue de manera eficiente un tratamiento adecuado para la reutilización de agua residual depurada en términos fisicoquímicos y microbiológicos, dada la desinfección del proceso de electrooxidación avanzada. En materia de contaminantes emergentes, la eliminación de estos problemáticos compuestos es siempre igual o superior al tratamiento convencional, por lo que se plantea el uso de esta tecnología en el futuro de la depuración cuando la normativa aumente las exigencias respecto a la presencia de estos compuestos orgánicos en el agua residual regenerada. Esto se suma a la reducción de los residuos generados gracias a la reducida producción de fangos y permitiendo su valorización en forma de biofertilizante.

El proceso también se destaca por su bajo consumo energético y su capacidad para recuperar nutrientes valiosos a través de la producción de biofertilizantes. En resumen, LIFE AMIA se presenta como una solución integral y sostenible para tratar aguas residuales y mitigar su impacto ambiental.

Agradecimientos

El proyecto LIFE AMIA está financiado por el Programa LIFE de la Unión Europea bajo el Grant Agreement LIFE18/ENV/ES/000170. El consorcio está formado por 6 socios: FACSA, ESAMUR, EUROFINS-IPROMA, ARVIA, CEBAS-CSIC y ATLANTIS.

Referencias

Agencia Europea del Medio Ambiente. Consumo de agua en Europa: grandes problemas de índole cuantitativa y cualitativa. European Environment Agency. Recuperado 16 de julio de 2022, de <https://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2018-el-agua-es-vida/articulos/consumo-de-agua-en-europa>

Garrote, L., Iglesias, A., and Granados, A.: Country-level assessment of future risk of water scarcity in Europe, Proc. IAHS, 379, 455–462, <https://doi.org/10.5194/piahs-379-455-2018>, 2018.

- Kelessidis, A., & Stasinakis, A.S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management*, 32 6, 1186-95. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>
- Peccia, J., & Westerhoff, P. (2015). We Should Expect More out of Our Sewage Sludge. *Environmental Science & Technology*, 49(14), 8271–8276. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01931>
- United Nations Publications & United Nations Publications. (2018). SDG 6 Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation. UN. <https://doi.org/10.18356/e8fc060b-en>

LOS SILOXANOS EN EL BIOGÁS. ORIGEN, EFECTOS Y TRATAMIENTOS. TECNOLOGÍAS EN EL MERCADO.

Reina Hernández, Joaquín^{1*}

²Dpto. Biogás. Grupo Biogas & Gases Technologies (BGasTech), España

*jreina@bgastech.com

Resumen.

El biogás procedente de vertederos y depuración de aguas residuales (EDAR) constituye una materia prima para la producción de energía y nuevos productos. El biogás cuando sale del digestor es un gas sucio que presenta componentes perjudiciales para su uso (NH_3 , siloxanos, hidrocarburos halogenados, BTEX, VOCs, H_2S , etc.). Entre los componentes de mayor incidencia, tanto en el aprovechamiento energético del biogás, como en su uso para la producción de Biometano están los siloxanos por los daños que producen, tanto en máquinas para la producción de e energía como en las tecnologías usadas para la producción de Biometano.

Actualmente existe en el mercado varias tecnologías para la limpieza del biogás. La tecnología BTS-MPdry-Siloxa. Es una tecnología multipropósito basada en la combinación de operaciones desarrollada por BGasTech para la eliminación de los siloxanos presente en el biogás. La tecnología cuenta de dos etapas básicas. Una de eliminación gruesa y otra de refinamiento que produce un biogás calidad materia prima con un alto grado de limpieza y bajos operativos (OPEX) que garantiza el uso adecuado del biogás para cualquier fin.

Palabras clave: Biogas., Siloxanos., Tecnologías., Limpieza., Máquinas

1. Introducción.

El biogás desde un punto de vista técnico es una mezcla de gases, tanto en su composición básica (CH_4 , CO_2 , H_2 , O_2 , N_2 , etc.) como, en sus componentes perjudiciales (NH_3 , siloxanos, hidrocarburos halogenados, BTEX, VOCs, H_2S , etc.). Su composición está íntimamente relacionada con el tipo de materia que se somete al proceso de digestión anaerobia, y con la tecnología que se usa para su producción, de aquí que se pueda hablar en termino generales de dos tipos de biogás.

Sistemas no controlados. Biogás de vertedero, rellenos sanitarios, pantanos, etc.

Sistemas controlados. Planta de depuración de aguas residuales urbanas (EDAR) y de plantas de digestión anaerobia (alta carga orgánica).

En términos generales se puede plantear que los últimos se caracterizan por tener elevada concentración de H_2S su principal componente contaminante, y en el caso de EDAR la presencia de siloxanos, mientras que en los primeros se caracterizan por la aparición de los siloxanos y los hidrocarburos de alto peso molecular.

Los siloxanos son compuestos creados por el hombre y se aplican en muchos productos industriales como cosméticos, alimentos, aditivos para plásticos, productos de limpieza, etc.

Un siloxano es un grupo funcional de órgano-silicio con el enlace Si-O-Si. Ejemplos de ellos son $[\text{SiO}(\text{CH}_3)_2]_n$ (dimetilsiloxano) y $[\text{SiO}(\text{C}_6\text{H}_5)_2]_n$ (difenilsiloxano), donde n suele ser mayor que 4.

Siliconas. Son siloxanos polimerizados (polisiloxanos)

Cómo se encuentran en muchos productos industriales. Los siloxanos se pueden encontrar en aguas residuales o residuos sólidos urbanos (RSU) principalmente. Estos cuando entran al proceso de digestión anaerobia se liberan formado parte de los compuestos orgánicos volátiles presentes en el biogás generado.

Estos componentes producen daños en las máquinas y tecnologías empleadas para su valorización, reduciendo la vida útil de las mismas por el efecto abrasivo y de deposición (incrustación) que producen en las partes internas de éstas, lo que conlleva el mal funcionamiento y rotura de partes y piezas y con ello el aumento del coste de operación por los reiterados cambios y sustitución de aceites y partes interna de las mismas.

En este trabajo se presenta la tecnología BTS-MPdry y su aplicación práctica en el caso de la EDAR Butarque-Madrid como técnica para la eliminación de los siloxanos en el biogás.

2. Desarrollo

2.1 Origen de los siloxanos.

Los siloxanos son una familia de compuestos orgánicos formados por cadenas lineales o cíclicas de silicio, oxígeno y grupos metilos. Son fabricados en un abanico de formas, entre los que se incluyen fluidos de alta y baja viscosidad, gomas, elastómeros y resinas, se encuentran en cantidades significativas en una amplia y variada gama de productos domésticos, tales como detergentes, champús, desodorantes, pastas dentífricas, cosméticos, entre otros.

La mayoría de ellos se volatilizan rápidamente a la atmósfera y con el tiempo se degradan en dióxido de carbono, sílice y agua. Pero algunos, no obstante, acaban en las aguas residuales y en los sólidos urbanos de desguace y se produce su inevitable acumulación en vertederos y depuradores, donde se consideran uno de los contaminantes más difíciles de controlar.

Estos son compuestos orgánicos formados por siliconas, oxígeno y grupos metilos con unidad estructural – $(\text{CH}_3)_2\text{SiO}$, y peso molecular típicamente en el rango comprendido entre 150 a 600. Su solubilidad en agua decrece con el aumento de su peso molecular y éstos pueden ser volátiles o no.

Las figuras 1, 2 y 3 muestran, por un lado, la unidad estructural de los siloxanos y, por otro lado, los diferentes tipos de siloxanos que aparecen.

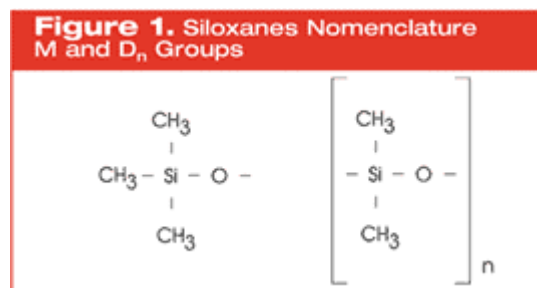


Figura 1. Unidad estructural de los siloxanos.

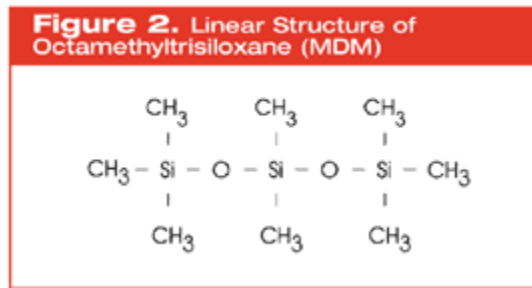


Figura 2. Siloxanos de cadena lineal. Tipo L

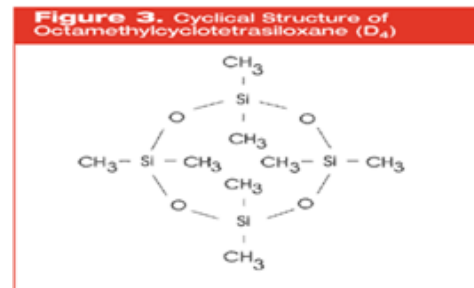


Figura 3. Siloxanos de cadena cíclica. Tipo D

2.2. Efectos.

Las siliconas a diferencia de los sulfuros no reaccionan con el agua para formar ácidos; sin embargo, durante la combustión las moléculas de siloxanos se rompen liberando oxígeno y silicio; esta última se combina con otros elementos formando silicatos, sílice y otros compuestos cristalinos que se depositan en la cámara de combustión (fundamentalmente en la parte alta de la camisa), en las culatas y en las caras de las válvulas.

Estas incrustaciones provocan, por un lado, el desgaste por abrasión de diferentes partes internas de las máquinas, por otro lado, la pérdida de las holguras entre partes fijas y móviles interna de las estas. Las figuras 4, 5 y 6 muestran las incrustaciones que causan los siloxanos (silicio) en diferentes tipos de máquinas.

El contenido de siloxanos permisibles en el biogás para un buen funcionamiento de los motores no debe exceder por lo general $< 3 \text{ mg/Nm}^3$, aunque cada fabricante de máquina pone sus límites. Un contenido superior indicará posibles problemas de deposición de sílice, y con ello, el quemado de válvulas de escape y pérdida de aceite de lubricación.

Las figuras 4, 5 y 6 muestran las incrustaciones producidas por el silicio en diferentes tipos de máquinas.



Figura 4. Motor



Figura 5. Caldera



Figura 6. Turbina

2.3. Tratamientos.

Las tecnologías actuales en el mercados para la eliminación de dichos compuestos (siloxanos) pueden ser específicas y combinadas. Por lo general aplican una o dos técnicas de tratamiento, entre las cuales se pueden citar.

1. Enfriamiento. Hasta los $4 \text{ }^\circ\text{C}$, Subenfriamiento (enfriamiento hasta $-25 \text{ }^\circ\text{C}$).
2. Adsorción. Carbón activado, Térmica regenerativa (membranas), Silica gel.
3. Lavado con ciertos reactivos. Metanol, Aceite de lubricación usado.
4. Combinación de técnicas. BTS-MPdry-Siloxa.

BTS-MPdry-Siloxa. Es una tecnología multipropósito basada en la combinación de operaciones que se fundamenta en el enfriamiento, condensación, lavado, secado y adsorción en carbón activo, que minimiza, tanto el consumo energético, como el de carbón activo. La tecnología cuenta de dos etapas básicas. Una de eliminación gruesa de contaminantes incluyendo los siloxanos tipos D, hidrocarburos por enfriamiento del y acondicionamiento del biogás para entrada a la etapa de refino/pulido por adsorción. Otra de refinamiento (eliminación de siloxanos tipo L y D) vía adsorción en carbón activo. Una parte importante de esta tecnología es el recuperador-lavador que garantiza el acondicionamiento del biogás en todos los sentidos y minimiza el consumo energético en el proceso de enfriamiento del biogás.

Las figuras 7 y 8 muestran la tecnología BTS-MPdry-Siloxa desarrollada para la eliminación de siloxanos.

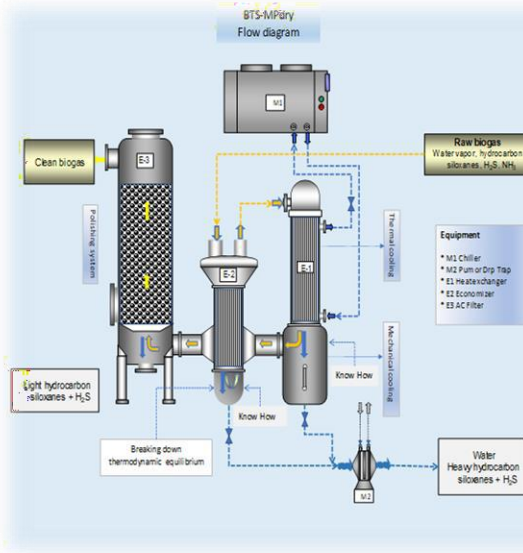


Figura 7. Diagrama de flujo.



Figura 8. Tecnología BTS-MPdry-Siloxa

La tecnología cuenta con un doble sistema de enfriamiento del biogás. Por un lado, el enfriamiento térmico que se lleva a cabo en el intercambiador de calor tubular agua-gas, al ponerse en contacto el agua fría procedente de la máquina de refrigeración con la corriente del biogás. Por otro lado, un enfriamiento mecánico que se produce en el condensador debido a la expansión brusca del flujo de biogás que, a su vez favorece la condensación de la fase niebla que se forma durante la condensación del vapor de agua y con ello el aumento de la eficacia en la eliminación del vapor de agua contenido en el biogás.

2.4 Caso de estudio.

Este estudio se realizó en la EDAR Butarque Madrid-España que operaba la empresa Drace-Dragado.

Las condiciones de trabajo se citan a continuación

1. Caudal de biogás = 1.300 Nm³/h.
2. Temperatura biogás entrada tecnología = 38 °C
3. Presión de biogás = 30 mbar.
4. Temperatura de operación de la tecnología = 2 °C.
5. Objetivo. Reducción del nivel de siloxanos en el biogás.

3. Resultados.

La tabla 1 muestra los resultados alcanzados en la eliminación de los siloxanos y la reducción del silicio en la corriente de biogás antes entrada motor de cogeneración antes y después de aplicar la tecnología BTS-MPdry y el porcentaje de reducción que se alcanza en ambos tipos de componentes.

Tabla 1. Concentración de siloxanos y el silicio en al biogás antes y después de aplicar la tecnología BTS-MPdry

Siloxanos (mg/m ³)	Silicio (mg/m ³)
2016 sin tratamiento	
1.99	0.75
2017 con tratamiento	
0.06	0.02
% reducción	
96,98	97,33

La figura 9 muestra el comportamiento de la concentración de silicio en el aceite del motor de cogeneración antes y después de aplicar la tecnología BTS-MPdry.

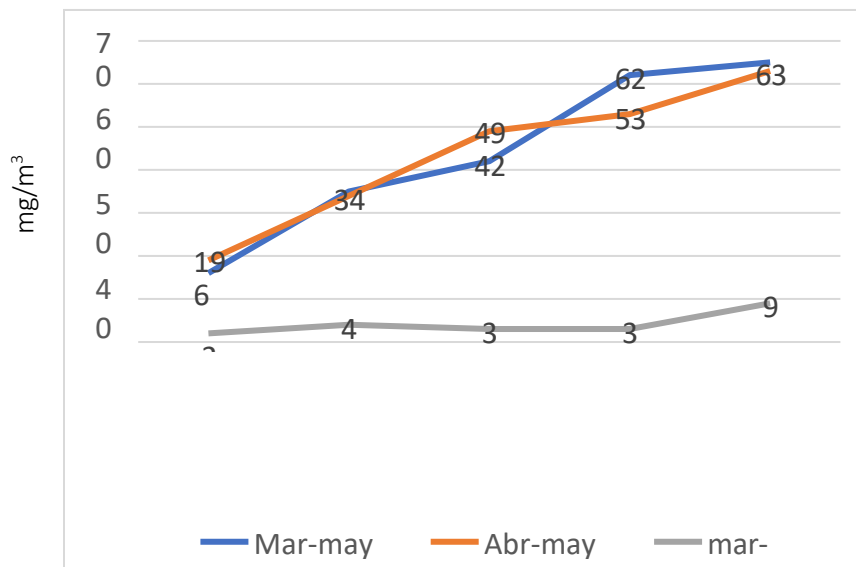


Figura 9. Comportamiento del silicio en aceite de motor antes y después aplicar la tecnología BTS-MPdry

4. Conclusiones.

Como resultados de la aplicación de la tecnología de limpieza se desprenden las siguientes conclusiones.

1. Funcionamiento óptimo de las máquinas usadas en el aprovechamiento energético del biogás (motores, turbinas, calderas, etc.). Cumplimiento de tiempo de vida útil y más.
2. Reducción del coste de mantenimiento (por repuestos, cambio de piezas y aceite) de las máquinas involucradas en este tipo de instalaciones de aprovechamiento energético.
3. Larga vida útil del uso del carbón activo (lecho AC) como sistema de pulido del biogás.
4. La reducción general del OPEX, tanto de la planta de limpieza, como de la planta de generación eléctrica debido, por un lado, a la reducción del consumo energía del proceso y al aumento de la vida útil del carbón activo, y, por otro lado, debido a la reducción del silicio en el aceite del motor.

Referencias.

- Artículo: R.Huppmann, H.W. Lohoff, H.F. Schröder, Fresenius J. (1996). Cyclic siloxanes in the biological wastewater treatment process-Determination, quantification, and possibilities of elimination, Anal.Chem 354 (66-71).
- Congreso: J. Reina. et al (nov. 2002). Plant for biogas treatment for its use as biofuel. 9º Congreso Mediterráneo de Ingeniería Química. Barcelona- España.
- Revista: J. Reina. Humedad y siloxanos en el biogás generado en vertederos y depuradoras. Info enviro. Octubre 2006.
- Revista: J. Reina. Biolimp-Siloxa. Planta multipropósito para la limpieza del biogás. Infoenviro. Julio/agosto 2008.
- Artículo: M. Constant, H. Naveau, G.-L. Ferrero and E.-J. Nyns. Biogas end-use in the European community. Commission of the European communities. Elsevier applied science
- Boletín: .Estibaliz. A, José. I. Ciria. (2004). Siloxanos en motores de gas. Boletín mensual sobre lubricación y mantenimiento
- Congress: Jeffrey L. Pierce, P.E. Vice President SCS Energy Long Beach, California. SILOXANE QUANTIFICATION, REMOVAL, AND IMPACT ON LANDFILL GAS UTILIZATION FACILITIES. 8TH ANNUAL LMOP CONFERENCE AND PROJECT EXPO January 10-11, 2005. Baltimore, Maryland.
- Revista: J. Reina. Los siloxanos en el Biogás. Origen, Efecto y Tratamientos. Industria Química enero 2015.
- Libro: J. Reina. El biogás una ecológica y económica fuente de energía. Instalaciones de captación, limpieza y acondicionamiento del biogás. Máquinas, equipos y tecnologías. Primera edición: noviembre 2020 ISBN: 978-84-1374-304-2. Editorial Círculo Rojo.

APLICACIÓN DE RESIDUOS DE EDAR EN LA FORMULACIÓN DE NUEVOS FERTILIZANTES INORGÁNICOS

Arce, K. Fernando¹, Garrido, C.J. Alberto², Donaires, Teófilo¹, Alejo, Lucio³, Tamayo, Aitana⁴, Rubio, Juan^{4*}

¹ Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú

² Facultad de Química e Ingeniería Química, Facultad, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú

³ Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia

⁴ Grupo de Superficies y Procesos Avanzados, Instituto de Cerámica y Vidrio, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España

*jrubio@icv.csic.es

Resumen

Gran cantidad de residuos de Estaciones de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) son calcinados directamente o mezclados con otros residuos para generar energía, hecho que conduce a un nuevo residuo inorgánico de amplia variación en elementos metálicos generalmente nocivos. Es necesario encontrar nuevas aplicaciones a este residuo secundario y evitar su deposición en vertederos, hecho que también genera problemas medioambientales por la lixiviación de los elementos nocivos. Una de las posibles aplicaciones es su mezcla con material inorgánico basado en óxidos de Si, P y K para formular nuevos fertilizantes tras la fusión. En dicho proceso los elementos de los residuos son convertidos en óxidos que actúan como micronutrientes, mientras que los óxidos K_2O y P_2O_5 actúan como macronutrientes de plantas típicos de fertilizantes PK convencionales. En este trabajo se han preparado los nuevos fertilizantes con contenidos en residuos de EDAR desde el 0.5 al 10% de concentración en peso. La matriz $SiO_2-K_2O-P_2O_5$ se ha desarrollado con el fin que su disolución fuera controlada en largos periodos de tiempo en medios acuosos similares a los de riego en cultivos convencionales. Se ha estudiado la liberación de los diferentes elementos que aportan los residuos de EDAR en la matriz mediante análisis químico, FTIR y microscopía electrónica. Los resultados obtenidos permiten concluir que es posible obtener fertilizantes inorgánicos con un máximo del 5% en peso de residuos de EDAR y que la liberación de los elementos nocivos no alcanza los límites “máximos” establecidos por la legislación pudiendo ser utilizados sin peligro.

Palabras clave: Lodos depuradora, Fertilizante Inorgánico, Lixiviación Controlada

1. Introducción

Desde hace ya más de 40 años Europa se propuso minimizar la generación de residuos originados por cualquier tipo de actividad humana o animal y, en las dos últimas décadas, la economía circular es un plan clave para alcanzar dicho objetivo. En este objetivo no solamente se trata de minimizar la generación de residuos sino aprovecharlos y volverlos a utilizar, bien como un producto similar o bien como productos nuevos para la sociedad y siempre respetando el medioambiente. Hoy en día prácticamente todos los productos consumidos llevan un estudio previo de su posible recuperación una vez hayan sido utilizados. Un objetivo adicional es el de minimizar la dependencia del uso de materias primas y recursos naturales y, sobre todo, hacer frente al cambio climático (ONU. Informe 2021).

En relación con los residuos de las Estaciones de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) generados en núcleos urbanos éstos se obtienen a partir de diferentes procesos entre los que se encuentran un primer

pretratamiento de cribado para eliminar residuos de gran tamaño, seguido de un tratamiento primario de precipitación o coagulación de sólidos, seguidamente mediante el tratamiento secundario basado en procesos biológicos se realiza una digestión anaerobia de la materia orgánica sólida la cual se elimina gran parte de ella mediante una filtración y, finalmente, el residuo que queda se vuelve a tratar (tratamiento terciario) por procesos químicos, físicos y biológicos para continuar separando todo el material sólido posible y dejar un residuo final denominado fango de EDAR. Este fango es de alto poder calorífico y aun presenta un alto contenido en nutrientes por lo que se elimina bien en fábricas de cemento (Valls et al. 2004) o bien como fertilizante en suelos de cultivo (Smol et al. 2020), en ladrillos, tejas y vidrios (Tian et al. 2021), o bien recuperando los elementos metálicos presentes (Bakalar et al. 2021), o por pirolisis se puede obtener biochar como adsorbente de elementos peligrosos (Zhao et al. 2021), o para obtener energía (Nanda y Berruti, 2021), generación de bio-hidrógeno (Jeevahan et al. 2021).

La necesidad de mejorar la gestión y recuperación de residuos de las plantas EDAR ha dado lugar nuevos procesos de cribado para separar los residuos según su tamaño de tal forma que se separan varios tipos que no tienen valor ninguno ni pueden ser utilizados para la digestión anaerobia ni tampoco para cementeras (pues tienen muy bajo poder calorífico) ni como fertilizantes (pues no tienen nutrientes) y es por lo tanto tienen que ser incinerados generándose cenizas inorgánicas formadas por óxidos de los diferentes elementos metálicos que contiene el fango recuperado. Dado que dichos residuos aún presentan ciertos óxidos de elementos metálicos, en este trabajo se tratará de valorizar dichos óxidos como fertilizantes de lenta liberación en suelos diferentes tipos de cultivos.

Los residuos de EDAR contienen en su composición multitud de elementos entre los que se encuentran principalmente el P (40-50%), Ca (10-20%), Fe (25-35%), Mg (2-8%) y K (1-5%) los cuales pueden actuar como macronutrientes (P, K) o micronutrientes (Fe, Mg, Ca) de plantas y es por ello por lo que se suelen utilizar para este fin directamente o mezclados con otros compuestos (Hukari et al. 2016). Sin embargo, como también se usan para generar energía (por la presencia de C en ellos), el residuo que queda está formado por los óxidos de los citados elementos y su fin último es depositarlos en vertederos. En este sentido es posible utilizar estos óxidos como formadores-modificadores de vidrios y, mezclándolos con otras materias primas, poder obtener materiales vítreos de la adecuada composición química que puedan servir como fertilizantes de plantas. El uso de vidrios fertilizantes, aunque no está extendido por el precio superior “comparado” con los fertilizantes convencionales, sin embargo, sí existen investigaciones tanto a nivel de laboratorio como en terrenos de cultivo en dónde se ha comprobado que su uso es beneficioso y da lugar a muy buenos resultados (Tamayo et al. 2018). Los vidrios fertilizantes de liberación controlada están obtenidos a partir de los óxidos formadores (P_2O_5) y modificadores de vidrio (K_2O) los cuales son dos de los tres principales macronutrientes de las plantas. El tercero, N, debe ser añadido cuando es necesario. Sin embargo estos óxidos que forman parte de la naturaleza del vidrio son muy solubles en agua y por ello es necesario incorporar SiO_2 , que también es formador de vidrio, para bajar dicha solubilidad (Navarro, 2003). Además, en la composición de cualquier vidrio se pueden incorporar muchos otros elementos en forma de óxidos, como B_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , MgO , ZnO , MoO_2 , etc., que forman o modifican la estructura del vidrio pero que, en cuando se usan como fertilizantes, son los principales micronutrientes que necesitan las plantas para su crecimiento (Wu et al. 2008). Además, la adición de Al_2O_3 permite aún más regular la resistencia hidrolítica del vidrio final, de tal forma que a partir de la relación $SiO_2/Al_2O_3/CaO/K_2O$ se pueden preparar vidrios con diferente resistencia a la disolución por agua y por lo tanto una vez en contacto con el agua de riego se puede controlar la velocidad a la que el resto de los óxidos son extraídos de la matriz vítrea. De esta forma se puede evitar la excesiva disolución del vidrio fertilizante a diferencia de los fertilizantes convencionales que se disuelven rápidamente y se pierden en el suelo contaminando las capas freáticas y produciendo el indeseado impacto medioambiental (O’Neil y Raucher. 1990). El trabajo que aquí se presenta tiene un objetivo doble, el de obtener vidrios fertilizantes con residuos de EDAR y desarrollar vidrios de disolución controlada para evitar la contaminación de suelos y aguas.

2. Metodología

2.1 Preparación de los vidrios

Dado que la composición química de los residuos de EDAR es muy variada y dependiente de muchos factores, se ha decidido utilizar un residuo de una ciudad de más de 250.000 habitantes ya que la cantidad generada es muy elevada año tras año y sigue creciendo. La composición de este residuo es: CdO (0.01%), Cr₂O₃ (0.72%), CoO (0.04%), CuO (0.99%), Fe₂O₃ (23.98%), MnO (0.41%), NiO (0.01%), SnO (0.02%) y ZnO (2.09%). Como con estos óxidos no es posible formar un vidrio, se ha diseñado una composición específica para llegar a su formación y en donde la relación P₂O₅/K₂O ha sido una de las más empleadas en fertilizantes convencionales NPK 15-15-15. Para ello se ha utilizado arena de sílice como fuente de SiO₂, P₂O₅ y K₂CO₃. Manteniendo la relación P/K en 0.65 se han preparado diferentes vidrios en los que también se ha variado la relación SiO₂/Al₂O₃/CaO. Con estas materias primas se han llevado las mezclas a calentar y posteriormente a fundir en horno a 1480 °C durante 2h utilizando crisol de porcelana. Los vidrios se han colado en placa metálica y posteriormente se han molido para mezclarlos con el residuo de EDAR en concentraciones de 0.5, 1, 3, 5 y 10%. Las nuevas mezclas se han vuelto a fundir en las mismas condiciones anteriores excepto en el tiempo a 1480 °C que fue de 1h. Los vidrios con residuos se colaron en placa metálica y fueron analizados y utilizados para el estudio de la lixiviación en medio acuoso. A estos vidrios se les denominó como VF-0E a VF-10E según el contenido en lodo de EDAR.

2.2 Lixiviación de los vidrios. Aplicación como fertilizantes de liberación.

Para determinar el proceso de liberación de los nutrientes P y K así como del resto de micronutrientes de estos vidrios, se llevó a cabo un proceso de lixiviación utilizando agua desionizada (para evitar la presencia de cualquier ion que interfiriera en los resultados) y mezclando partículas de vidrio en una placa filtrante que contenía 1 kg de microesferas de ZrO₂ con las cuales se intentó simular el suelo de plantación, pero evitando con ello que se extrajera cualquier elemento del suelo. La altura conseguida con las microesferas fue de 10 cm y previamente las partículas de vidrio se mezclaron completamente con ellas para obtener una distribución homogénea. Las partículas de vidrio poseían un tamaño de 1-3 mm conseguido por tamizado y así poder simular a los fertilizantes NPK tradicionales. Una vez mezcladas las partículas de vidrio se comenzó el proceso de riego utilizando 165 cm³ cada día y recogiendo el agua que pasaba a través de la placa filtrante. Este proceso se ha seguido durante 30 días. Los lixiviados se analizaron mediante espectrometría de plasma de acoplamiento inductivo y las partículas de vidrio mediante espectroscopía IR y microscopía electrónica de barrido.

2.3. Caracterización

Tanto el residuo de EDAR como los vidrios preparados con él y los lixiviados se han analizado su composición química elemental mediante Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-EOS (Termo Jarrel Ash IRIS ADVANTAGE), también se han utilizado las espectroscopías infrarroja (FTIR, Perkin-Elmer Spectrum BX) y Raman (Renisaw In Via) para conocer la estructura química de los vidrios y, además la microscopía electrónica de barrido (FE-SEM, Hitachi 4700S) se ha utilizado para observar la microestructura de los vidrios lixiviados después de 30 días.

3. Resultados

En la Figura 1 se muestran los espectros FTIR de los vidrios preparados con diferentes contenidos en lodo de EDAR. En el vidrio sin residuo (V-0E) aparecen cuatro bandas fundamentales de diferentes intensidades siendo la más importante la situada a 1100 cm⁻¹, seguida de la situada a 900 cm⁻¹ y las dos menos intensas a 545 cm⁻¹ y 470 cm⁻¹. Y también una muy poco intensa sobre 790 cm⁻¹ asignada a los tetraedros SiO₄. Además se aprecian tres hombros poco intensos a 1030 cm⁻¹, 970 cm⁻¹ y 590 cm⁻¹ así como dos bandas

poco intensas situadas a 780 cm^{-1} y 710 cm^{-1} . Las dos bandas más intensas son debidas a los enlaces Si-O-P (1100 cm^{-1}) y P-O-P (900 cm^{-1}) y las otras dos son debidas también a las flexiones de los enlaces -P=O (590 cm^{-1}) y O-Si-O (470 cm^{-1}). El hombro a 1030 cm^{-1} pudiera ser debido a cadenas lineales de Si-O-Si ó P-O-P o, lo más probable, Si-O-P, mientras que el situado a 970 cm^{-1} puede ser originado por grupos Si-OH.

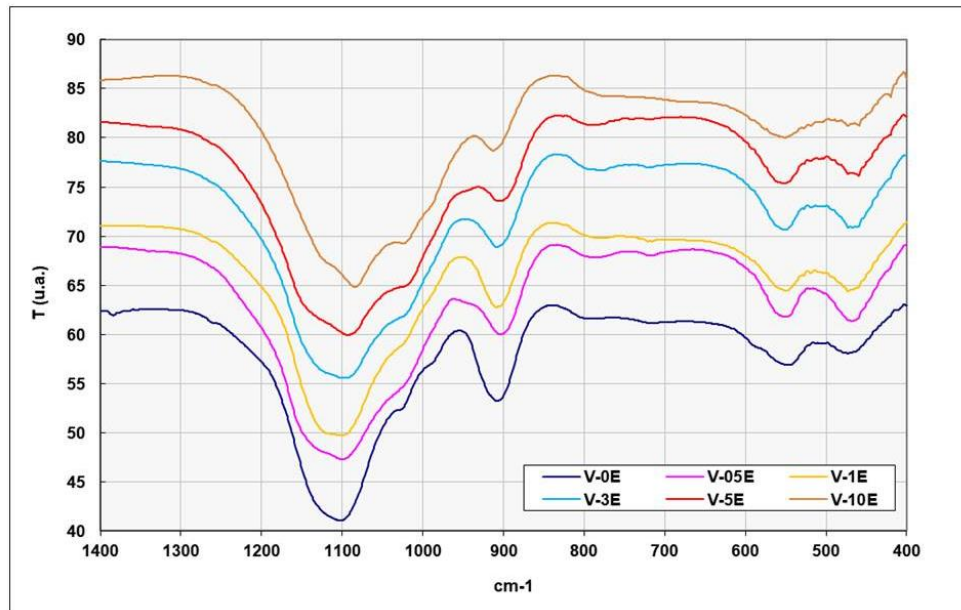


Figura 1. Espectros FTIR de vidrios con residuos de EDAR

La incorporación de diferentes concentraciones de residuo EDAR no modifica significativamente la posición e intensidad de estas bandas y hombros aunque la forma sí que tiende a variar al aumentar el contenido en residuo. Así, la banda más intensa se desplaza hasta los 1083 cm^{-1} , pero la situada a 910 cm^{-1} se mantiene en la misma posición. Y lo mismo ocurre con las pequeñas bandas a 590 cm^{-1} y 470 cm^{-1} . Este resultado indica que la incorporación de los óxidos del residuo de EDAR modifica la estructura vítrea debida a la sílice pero no a la del óxido de fósforo. A su vez a 1125 cm^{-1} aparece un nuevo hombro que se puede asignar a enlaces P-O-P lo que corrobora lo que se acaba de comentar. El hombro a 1030 cm^{-1} prácticamente se mantiene pero el situado a 970 cm^{-1} se hace menos apreciable, lo que significaría que los grupos Si-OH decrecen con el contenido en residuo.

Estos vidrios fueron utilizados para estudiar su lixiviación en medio acuoso durante 30 días. Una vez terminado el proceso los lixiviados se analizaron químicamente y las partículas de vidrio se separaron de las microsferas de ZrO_2 y se estudiaron por FTIR. En la Figura 2 se muestran los espectros de los vidrios lixiviados finales.

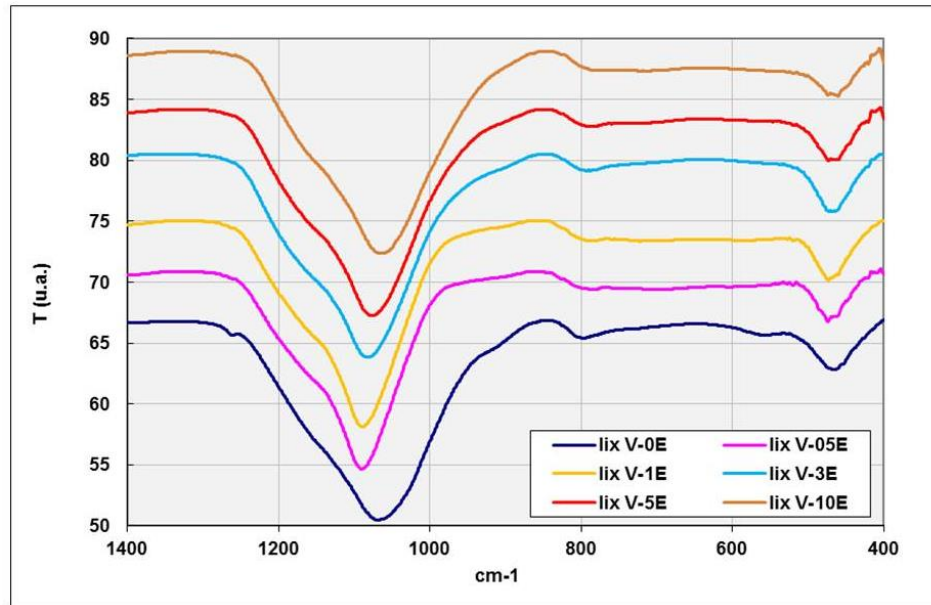


Figura 2. Espectros FTIR de vidrios con residuos de EDAR lixiviados 30 días

Los espectros de la Figura 2 han variado considerablemente respecto a los de la Figura 1, lo que indica que el proceso de lixiviación ha tenido lugar de forma importante. Ahora solamente se aprecia el pico más intenso situado entre 1064 cm^{-1} y 1090 cm^{-1} y cuya posición depende del contenido en residuo, y el otro pico menor a 465 cm^{-1} , el cual no se desplaza con el contenido en residuo. Ambos cuales son claramente asignados a la tensión de los enlaces Si-O-Si y la flexión de enlaces O-Si-O, respectivamente. En el caso del vidrio que no contiene residuo EDAR el pico más intenso se sitúa a 1070 cm^{-1} mientras que en que contiene solamente el 0.5% de residuo su posición es 1090 cm^{-1} , pero a medida que aumenta el contenido de residuo dicho pico se desplaza hasta los 1060 cm^{-1} , es decir 20 cm^{-1} menos que el que no contiene residuo. Igualmente se sigue apreciando la pequeña banda situada sobre 790 cm^{-1} y debida a los tetraedros SiO_4 siendo algo más intensa en el vidrio que no contiene residuo. Las otras bandas asignadas a los enlaces P-O-P situadas a 900 cm^{-1} y 590 cm^{-1} han desaparecido, indicando que el P_2O_5 se ha extraído de los vidrios contengan o no residuo. Los pequeños hombros sobre 1030 cm^{-1} y 590 cm^{-1} así también han desaparecido, corroborando su asignación a enlaces Si-O-P y P-O-P. Así mismo el hombro situado a 970 cm^{-1} debido a Si-OH también ha desaparecido por lo que estos grupos deben estar unidos a P, es decir serían del tipo P-O-Si-OH, si bien se aprecia un pequeño hombro sobre 915 cm^{-1} (el cual es más intenso en el vidrio sin residuo) que pudiera ser debido a grupos $\text{Si}(\text{OH})_2$ vecinales o geminales y que se formarían tras la lixiviación del K del vidrio, es decir al extraer el K de los enlaces Si-O⁻ K⁺ del vidrio inicial.

Todos los elementos que contenían los vidrios con residuos EDAR así como un fertilizante NPK convencional (15-15-15) fueron analizados en las aguas de los lixiviados si bien en la Figura 3 solamente se presentan los resultados para P_2O_5 , K_2O , SiO_2 y Cr_2O_3 , respectivamente. En la mayoría de los vidrios la lixiviación se produce en los primeros días y, en el fertilizante NPK prácticamente a las 48 h. Así, el óxido SiO_2 presenta una rápida solubilidad en los 2 primeros días pero es bastante lenta para tiempos mayores. Una evolución bastante similar la muestra el K_2O aunque es más rápida que la del SiO_2 lo que indica que éste óxido está formando parte o modificando la estructura tanto del vidrio de P_2O_5 como del de SiO_2 . El óxido P_2O_5 también presenta una rápida disolución en 2 días y a partir del día 8 ya se ha alcanzado el máximo de disolución sin que se extraiga más óxido. Finalmente, el óxido Cr_2O_3 presenta un comportamiento bastante parecido al K_2O lo que podría indicar que puede estar actuando como modificador de red en la estructura vítrea.

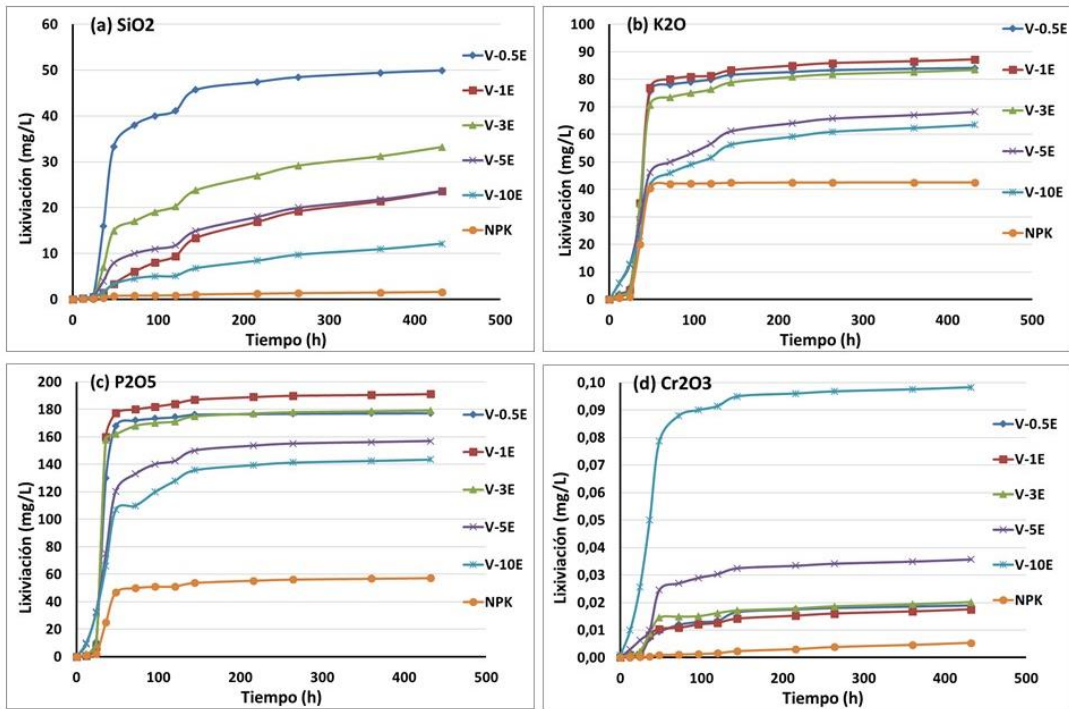


Figura 3. Concentración de óxidos lixiviados durante 30 días. (a) SiO₂, (b) K₂O, (c) P₂O₅, (d) Cr₂O₃

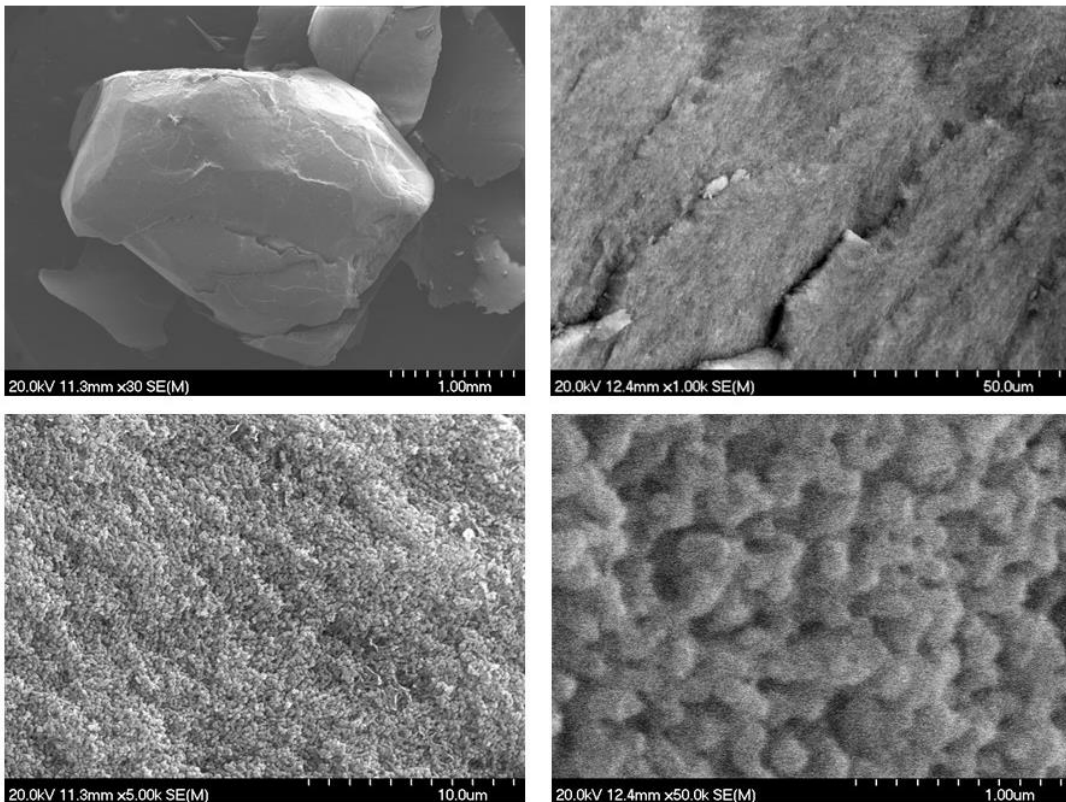


Figura 4. Microestructura del vidrio V-10E después de lixiviar durante 30 días

En la Figura 4 se muestra la microestructura del vidrio V-10E después de lixiviar 30 días en agua y se puede observar que la partícula mantiene su forma inicial con gran porosidad por el ataque de agua y la lixiviación de los óxidos que conforman el material. La composición de la partícula lixiviada está formada fundamentalmente por SiO_2 tal y como se había observado en los espectros de la Figura 2.

4. Discusión

De acuerdo a los resultados obtenidos los vidrios con residuo EDAR pueden ser utilizados para la liberación de macro y micronutrientes para fertilización de plantas con un comportamiento en agua muy similar a la de fertilizantes NPK. En el proceso de lixiviación se ha observado una alta velocidad de extracción en las primeras 24-48 horas y, posteriormente, hasta los 11 días la lixiviación es más lenta, a diferencia del fertilizante NPK el cual en las primeras 48 h ya ha lixiviado todos los nutrientes. Se han calculado las constantes cinéticas atendiendo a un proceso de extracción de primer orden según la ecuación:

$$C/Co = k.t^{1/2} \quad (1)$$

Siendo C y Co las concentraciones final e inicial del óxido lixiviado para un tiempo t . Los valores obtenidos han sido de 1.15, 1.16, 1.17, 1.04 y 1.05 para los vidrios V-1E a V-10E, lo que indica velocidades similares aunque menores para los del 5 y 10% en residuo.

Respecto a la influencia del contenido en residuo en el vidrio se observa que en general la extracción disminuye al aumentar la concentración y, en el caso del Cr_2O_3 aumenta con ella. Este resultado está de acuerdo con la concentración de residuo en el vidrio. En la Figura 5 se muestran las concentraciones extraídas a los 30 días de lixiviación para cada uno de estos óxidos. Curvas similares se han obtenido para el resto de óxidos. Se puede observar que, aunque la concentración extraída es función de la concentración de residuo EDAR en la composición del vidrio, sin embargo, no es una relación perfectamente lineal, sino que existe un pequeño máximo para el 1-3% de residuo para los óxidos de P y K, mientras que para el Cr_2O_3 la extracción aumenta en gran medida con su concentración en el vidrio.

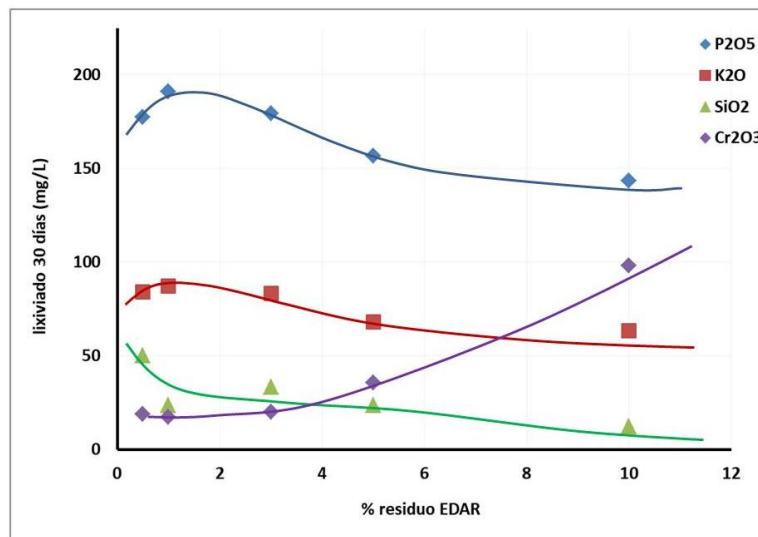


Figura 5. Concentración máxima extraída a los 30 días de SiO_2 , K_2O , P_2O_5 y Cr_2O_3

5. Conclusiones

Este trabajo muestra que es posible obtener vidrios fertilizantes similares a los NPK y cuya velocidad de extracción de macro y micronutrientes es más lenta de la de los propios fertilizantes convencionales. Las

partículas de vidrio que quedan después de 30 días de lixiviación poseen una microestructura muy porosa generada por la extracción de los diferentes óxidos. Se observa una mayor velocidad de extracción para concentraciones de residuo del 1-3%, disminuyendo para mayores concentraciones.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España mediante el proyecto de referencia INCGL20033 perteneciente al programa LincGlobal 2022

Referencias

Bakalar, T., Pavolova, H., Hajduova, Z., Lacko, R., Kysela, K. 2021. Metal recovery from municipal solid waste incineration fly ash as a tool of circular economy. *J. Clean. Prod.* 302, 126977. <https://doi/10.1016/j.jclepro.2021.126977>

Hukari, S., Hermann, L., Nattrop, A. 2016. From wastewater to fertilisers – Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Sci. Total Environ.* 542, 1127-1135. <https://doi/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064>

Jeevahan, J., Anderson, A., Sriram, V., Durairaj, R.B., Britto G., Mageshwaran, G. 2021. Waste into energy conversion technologies and conversion of food wastes into the potential products: a Review. *Int. J. Amb. Energy* 42, 1083 – 1101. <https://doi/10.1080/01430750.2018.537939>

Nanda, S., Berruti, F. 2021. A technical Review of bioenergy and resource recovery from municipal waste. *J. Hazard. Mater.* 403, 123970. <https://doi/10.1016/j.jhazmat.2020.123970>

Navarro, J.M.F. 2003. El vidrio. ISBN: 9788400081584. Ed. CSIC.

O'Neil, W.B., Raucher, R.S., 1990. The costs of groundwater contamination. *J. Soil Water Conserv.* 45, 180-183. ISSN 0022-4561

ONU. La economía circular: un modelo que lleva al crecimiento y al empleo sin comprometer el medio ambiente. Informe 26, 03, 2021

Smol, M., Adam, C., Kruger, O., Werle, S., Dudziak, M., Sobek, S. 2020. Use of nutrients from wastewater for the fertilizer industry – approaches towards the implementation of the circular economy (CE). *Des. Water Treat.* 186, 1 – 9. <https://doi/10.5004/dwt.2020.25113>

Tamayo, A., De la Torre, R., Ruiz, O., Lozano, P., Mazo, M.A., Rubio, J. 2018. Application of a glass fertilizer in sustainable tomato plant crops. *J. Sci. Food Agric.* 98, 4625-4633. <https://10.1002/jsfa.8992>

Tian, X., Rao, F., Li, C., Lara, N.O., Song, S., Xia, L. 2021. Solidification of municipal solid waste incineration fly ash and immobilization of heavy metals using waste glass in alkaline activation system. *Chemosphere* 283, 131240. <https://doi/10.1016/j.chemosphere.2021.131240>

Valls, S., Yagüe, A., Vazquez, E., Mariscal, M. 2004. Physical and mechanical properties of concrete with added dry sludge from a sewage treatment plant. *Cement Concrete Res.* 34, 2203 – 2208. <https://doi/10.1016/j.cemconres.2004.02.004>

Wu, L., Liu, M., Liang, R. 2008. Preparation and properties of a double-coated slow-release NPK compound fertilizer with superabsorbent and water-retention. *Bioresour. Technol.* 99, 547-554. Doi: <https://10.1016/j.biortech.2006.12.027>

Zhao, Y., Qamar, S.A., Qamar, M., Bilal, M., Iqbal, H.M.N. 2021. Sustainable remediation of hazardous environmental pollutants using biochar-based nanohybrid Materials. *J. Env. Manag.* 300, 113762. <https://doi/10.1016/j.jenvman.2021.113762>

VIDRIOS FOTOCATALÍTICOS OBTENIDOS A PARTIR DE LODOS DE ETAP

Amado, Margarita¹; Martínez, Zahara²; Casas, José Antonio²; Mayta, Jazmín¹; Rubio, Juan¹;
Tamayo, Aitana^{1*}

¹Grupo de Superficies y Procesos Avanzados, Instituto de Cerámica y Vidrio, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España

²Departamento de Ingeniería Química. Universidad Autónoma de Madrid, España

*tamayo@icv.csic.es

Resumen

En este trabajo se muestra la obtención de vidrios con propiedades Fenton a partir de lodos de estaciones de tratamiento de agua potable (ETAP). El aumento de la población mundial, especialmente en aquellos países de la OCDE, está dando lugar a un aumento considerable de este tipo de lodos, alcanzándose más de 700 millones de toneladas anuales. Gran cantidad de estos lodos son calcinados y los residuos inorgánicos obtenidos son depositados en vertederos o se intentan buscar diferentes aplicaciones. En este trabajo proponemos la obtención de vidrios basados en Fe_2O_3 gracias a la elevada cantidad de este óxido existente en los lodos. Para ello se han formulado vidrios en los que el porcentaje de lodo calcinado ha sido del 5, 15 y 25 %. Los vidrios fueron posteriormente tratados a la temperatura de cristalización para conseguir la formación de fases cristalinas. La caracterización de estos vidrios se llevó a cabo mediante FRX, DRX, FT-IR y UV-vis-NIR. Se han determinado las propiedades catalíticas Fenton en presencia de H_2O_2 utilizando una disolución acuosa de azul de metileno. A partir de las características estructurales y microestructurales y de su composición química se ha comprobado que la degradación del azul de metileno aumenta ligeramente con el contenido en Fe_2O_3 en el vidrio si bien la formación de las fases cristalinas parece tener también cierta influencia en el proceso Fenton.

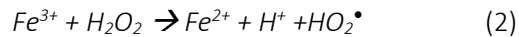
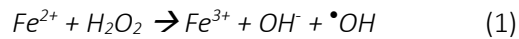
Palabras clave: Degradación; Azul de Metilo; Catálisis Heterogénea; Fenton

1. Introducción

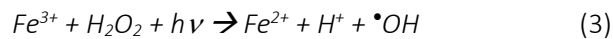
El aumento de la población mundial implica un mayor consumo de agua potable para satisfacer al menos las necesidades primarias. Para que el agua recogida pueda ser consumida es necesario realizar una serie de tratamientos continuos de tal forma que se eliminen todos los elementos nocivos (bacterias, algas, etc.) y no nocivos (arena, calcita, arcilla, etc.) y quede el agua perfectamente consumible por las personas. Todos estos procesos se llevan a cabo en las Estaciones de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) y se pueden resumir en: Oxidación, Coagulación, Floculación, Decantación, Filtración y Desinfección. En los procesos de sedimentación y decantación se recogen unos lodos con la mínima cantidad de agua posible y que una vez secos pueden ser aprovechados en diferentes aplicaciones como compostaje agrícola, incorporación en cementeras o en ladrilleras, etc. (Xu *et al.* 2008) En el caso de que no sea posible utilizar todo el lodo generado el resto que queda sin utilizar se lleva a vertedero. En este trabajo se busca una nueva aplicación de estos lodos como es la de su utilización en la formulación de vidrios para los procesos de oxidación avanzada del propio sistema de tratamiento de agua potable. La base de esta aplicación está en el contenido

en Fe_2O_3 que contiene el propio lodo de ETAP y que, como es conocido, puede ser la base del proceso Fenton (Barbusinski, 2009).

El proceso Fenton de oxidación avanzada (PAO) se basa en la formación de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) en medio acuoso los cuales son capaces de degradar la materia orgánica existente en el agua. Estas reacciones transcurren en varias etapas y, en general se puede decir que la generación de los radicales OH se consigue incorporando H_2O_2 a un medio con iones Fe^{2+} y las reacciones principales que tienen lugar se pueden resumir en:



Como se ve en estas reacciones, además de los radicales $\bullet\text{OH}$ se forman radicales perhidroxilo ($\text{H}_2\text{O}\bullet$) los cuales también reaccionan con la materia orgánica del medio, aunque con menor intensidad que el radical hidroxilo. Según las reacciones (1) y (2) es necesario tener en el medio iones Fe^{2+} los cuales se oxidan a Fe^{3+} en presencia de H_2O_2 pero vuelven a reducirse a Fe^{2+} , es decir, no se pierden y dichas reacciones pueden mantenerse en el tiempo. No obstante, también la degradación de compuestos orgánicos se consigue con iones Fe^{3+} , pues como se ve en la reacción (2) en presencia de H_2O_2 se generan iones ferroso que dan lugar a la reacción (1). Así mismo, la reacción (2) puede verse favorecida en presencia de luz UV según:



La eficiencia del proceso Fenton depende de una gran variedad de factores como son: concentración del agente oxidante, concentración del catalizador, temperatura, tiempo, pH, tipo e intensidad de la radiación, etc., y, sobre todo, del tipo de agente orgánico a degradar (peso molecular, estructura química, composición, etc.).

En este trabajo nos hemos centrado en el agente catalizador el cual se ha desarrollado a partir del propio lodo de ETAP. Como se ha comentado anteriormente, estos lodos contienen una gran cantidad de óxido de Fe procedente de arcillas y de agentes coagulantes empleados en los procesos de decantación. La presencia de este óxido de Fe ha sido utilizada para formular vidrios con distintos contenidos en él y analizar su actividad en el proceso Fenton (Ahmed et al. 2019). Es bien conocido que óxidos semiconductores como el TiO_2 son muy buenos agentes para la degradación de compuestos orgánicos (Fujishima, Honda, 1972) dado que presentan un bajo valor de Band Gap (3.2 eV para el caso del TiO_2). Si bien, entre ellos está el Fe_2O_3 el cual presenta un valor de 2.2 eV así como otras propiedades tales como ser no tóxico, bajo coste, químicamente estable y, por lo tanto, es un material medioambientalmente adecuado. Así, en diferentes trabajos se han desarrollado vidrios con contenidos en Fe_2O_3 desde el 10 al 50% bien por fusión de óxidos o por proceso sol-gel (Khan et al. 2020; Takahashi et al. 2014), y también se han desarrollado vidrios a partir de residuos sólidos urbanos (Ishikawa et al. 2017; Ali et al. 2020). Los resultados obtenidos han mostrado siempre que este tipo de vidrios de alto contenido en Fe son adecuados para llevar a cabo el proceso Fenton con la consiguiente degradación de compuestos orgánicos existentes en el medio acuoso en el que se realiza la reacción. Basados en estos antecedentes, en este trabajo hemos preparado vidrios de diferente contenido en Fe_2O_3 a partir de lodos de ETAP y estos vidrios se han caracterizado mediante diferentes técnicas y se han probado como catalizadores Fenton para la degradación de azul de metilo (AM).

2. Metodología

2.1 Preparación de los vidrios

La composición química principal del lodo de ETAP utilizado en la preparación de los vidrios ha sido: 17% SiO₂, 72% Al₂O₃, 11% Fe₂O₃. Dada la ausencia de elementos modificadores de red en esta composición, ha sido necesario añadir óxidos alcalinos así como formadores de red para conseguir una mezcla vitrificable. Para ello el lodo se ha mezclado con cuarzo (100%), NaCO₃ (99%) y B₂O₃ (99%) en diferentes concentraciones para así obtener vidrios con un 5, 15 y 25% de Fe₂O₃. Las mezclas se han calcinado a 900 °C durante 1h y posteriormente se han fundido en horno a la temperatura de 1500 °C durante 2h. Se han utilizado crisoles de alúmina en todos los casos. Una vez transcurrido el tiempo de fusión se ha procedido a colar el vidrio sobre placa metálica en frío y así evitar la formación de fases cristalinas. Finalmente, cada vidrio se molió en mortero de ágata hasta conseguir su paso por un tamiz de 50 micrómetros.

2.2. Proceso Fenton

El proceso Fenton se ha llevado a cabo en vasos de vidrio de borosilicato. Inicialmente se ha disuelto el azul de metilo (AM, Merck, p.a.) en agua a una concentración de 20 mg/L y se ha mantenido la agitación durante varias horas en ausencia de luz. Posteriormente se ha añadido el vidrio en una concentración de 200 mg/L, se ha mantenido en agitación durante 30 min y pasado este tiempo se ha añadido H₂O₂ en una concentración de 50 mg/L y ha comenzado el tiempo de degradación, para lo que se han tomado porciones de líquido llevándose a cabo la separación de las partículas de vidrio en un filtro de 200 nm. El líquido filtrado se ha añadido a una cubeta de UV-vis y se ha determinado el espectro visible entre 250 y 750 nm. Las partículas separadas por filtrado se han recogido, secado y analizado mediante espectroscopía FTIR. La degradación del AM se ha determinado a partir de las absorbancias a 313 y 600 nm de las curvas UV-vis, restando la línea base de una disolución de sin AM. El % de degradación se ha obtenido a partir de la recta de calibrado para el AM en concentraciones comprendidas (C) entre 0 y 20 % (en peso) en H₂O.

A partir de los % de degradación del AM y su evolución en función del tiempo de contacto con el vidrio, se ha calculado la cinética de la reacción de oxidación para los tres vidrios de Fe preparados. En este cálculo se han utilizado los modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden según las ecuaciones:

$$\text{Pseudo-primer orden:} \quad C = C_0 \cdot e^{(-kt)} \quad (4)$$

$$\text{Pseudo-segundo orden:} \quad C = C_0 / (1 + k \cdot C_0 \cdot t) \quad (5)$$

Siendo C la concentración de AM en cada momento, C₀ la concentración inicial, t el tiempo de reacción y k la constante cinética a determinar.

2.3. Caracterización

Tanto el lodo de ETAP como los vidrios preparados con él se han analizado mediante Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-OES (Termo Jarrel Ash IRIS ADVANTAGE). Se ha utilizado un difractómetro de rayos X (Bruker D8 Advance) para la identificación de las fases cristalinas, mientras que la estructura química se ha caracterizado mediante espectroscopía infrarroja (FTIR, Perkin-Elmer Spectrum BX) y Raman (Renisaw In Via). Para analizar la concentración de colorante se ha utilizado un espectrofotómetro UV-vis (Perkin-Elmer Lambda 950).

3. Resultados

3.1 Preparación y caracterización de vidrios a partir de lodos de ETAP

En la Figura 1 se muestran los espectros FTIR del lodo de ETAP y de los vidrios obtenidos. El lodo de ETAP presenta tres bandas anchas e intensas situadas a 1630, 1430, 1070 y 600 cm^{-1} debidas a agua de hidratación, carbonatos, arcillas de base férrica y aluminatos, respectivamente, proviniendo éstos últimos de los aditivos utilizados para la floculación de las arcillas. Por lo que respecta a los espectros de los vidrios en ellos se puede apreciar una banda fundamental y amplia e intensa situada a 1030, 1028 y 1023 cm^{-1} para los vidrios Fe-5, Fe-15 y Fe-25, respectivamente, la cual es debida a la tensión de los enlaces Si-O-Si-O-Fe. Así mismo, la tensión del tetraedro SiO_4 que en vidrios de SiO_2 aparece a 798 cm^{-1} ahora en estos vidrios aparece a 720, 706 y 663 cm^{-1} , lo que indica que uno o varios de los O puente del tetraedro se unen a iones Fe. La pequeña banda situada a 1395 cm^{-1} y que es debida a los enlaces B-O-B, no sufre ningún desplazamiento al aumentar el contenido en Fe en el vidrio indicando que el Fe no tiene interacción importante (no forma enlace) con el B_2O_3 . Igualmente, la banda situada a 460 cm^{-1} y debida a la flexión del enlace O-Si-O tampoco sufre desplazamiento con el contenido en Fe_2O_3 en el vidrio, sin embargo, sí que aparece una nueva banda sobre los 566 cm^{-1} y que es debida a las unidades FeO_4 , amentando con el contenido en este. Esta banda no aparece en el vidrio Fe-5 lo que indica que en él el ion Fe forma parte de la estructura vítrea, pero para concentraciones del 15% el vidrio no es capaz de incorporar todo el Fe_2O_3 en su estructura (Hassaan *et al.* 2015).

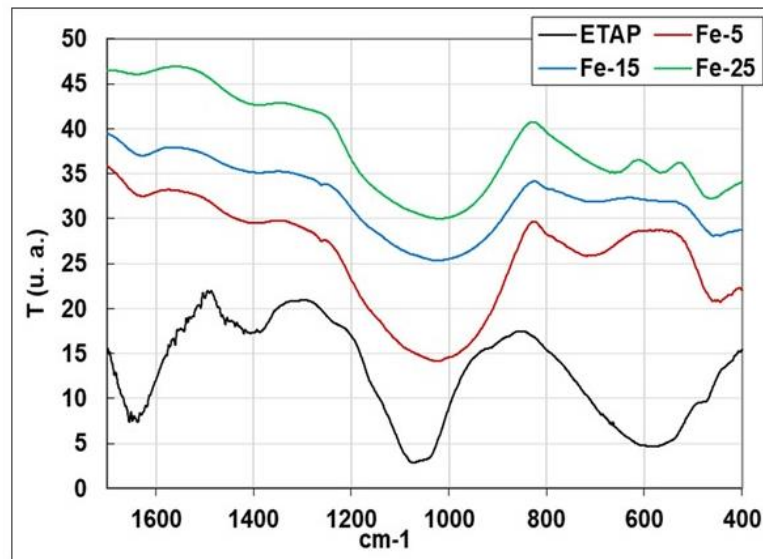


Figura 1. Espectros FTIR del lodo de ETAP y de los vidrios obtenidos

En la Figura 2 se muestran los difractogramas DRX de lodo de ETAP y de los distintos vidrios obtenidos. El DRX del lodo solamente presenta un pico poco intenso debido a la presencia de cuarzo. En los DRS de los vidrios se puede apreciar como en el vidrio con solo el 5% de Fe_2O_3 no aparece ningún pico de fases cristalinas indicando que es una estructura completamente vítrea. En el vidrio Fe-15 ya se aprecia un pequeño pico sobre $2\theta=35.92^\circ$ junto con otros tres muy poco intensos a 30.32° , 57.93° y 62.88° . Todos estos picos aumentan en intensidad en el vidrio Fe-25 y son debidos a la presencia de magnetita (Fe_3O_4 :

JPCDS 00-019-0629). Dado que el comportamiento es similar a la pequeña banda IR situada a 566 cm^{-1} (Figura 1) es posible asignar esta banda a la formación de esta fase cristalina.

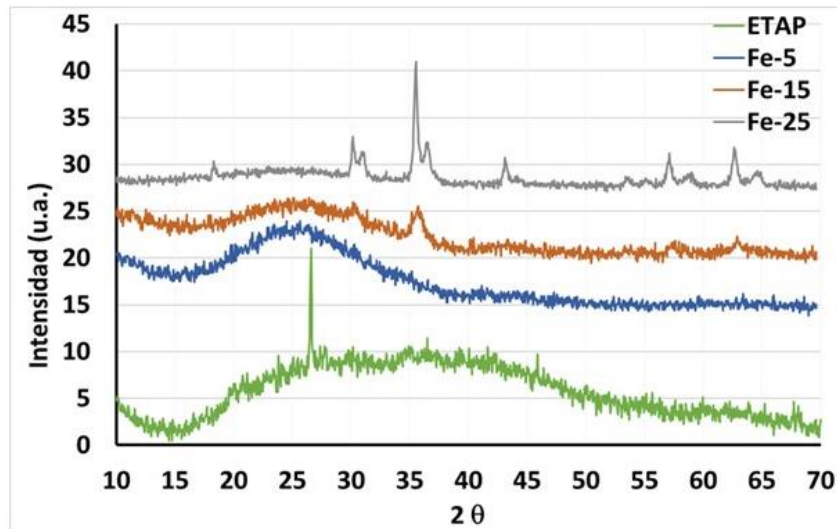


Figura 2. Difractogramas de RX del lodo de ETAP y de los vidrios obtenidos

3.2 Proceso Fenton. Degradación del MB

En la Figura 3 se muestran los espectros UV-vis del proceso Fenton utilizando el vidrio Fe-25. La curva Fe24-0m corresponde al primer momento de medida en donde el AM aún no se ha degradado y es similar al del propio colorante. En este espectro se puede observar la presencia de dos bandas sobre 313 y 600 nm que originan el color azul en el espectro visible. La intensidad de dichas bandas decrece con el tiempo de contacto con el catalizador Fe25 indicando que el proceso de degradación se está produciendo. En las disoluciones preparadas este cambio se puede observar claramente ya que se pierde el color azul quedando la disolución prácticamente sin color al cabo de los 240 minutos. Curvas similares se han obtenido para los otros dos vidrios Fe5 y Fe15, sin embargo, cuando este mismo proceso se realiza en ausencia de cualquiera de los tres vidrios no existen cambios en las intensidades de las bandas del AM, lo que indica que es el vidrio y la presencia de Fe en su estructura lo que sirve para producir el efecto Fenton.

Los resultados de la Figura 3 han mostrado que el AM se degrada en presencia de vidrios de Fe obtenidos a partir de lodos de ETAP y que esta degradación es debida a la presencia de Fe en su estructura. En la Figura 4 se muestra el porcentaje de degradación que da lugar cada vidrio para las dos bandas del AM. En el caso de la banda situada a 600 nm la degradación es completa a los 60 minutos, incluso para el vidrio Fe-15 ocurre a los 30 minutos de reacción, sin embargo, para la banda situada a 313 nm la degradación llega tan solo al 60% para el vidrio Fe-15 y al 80% para los otros dos vidrios.

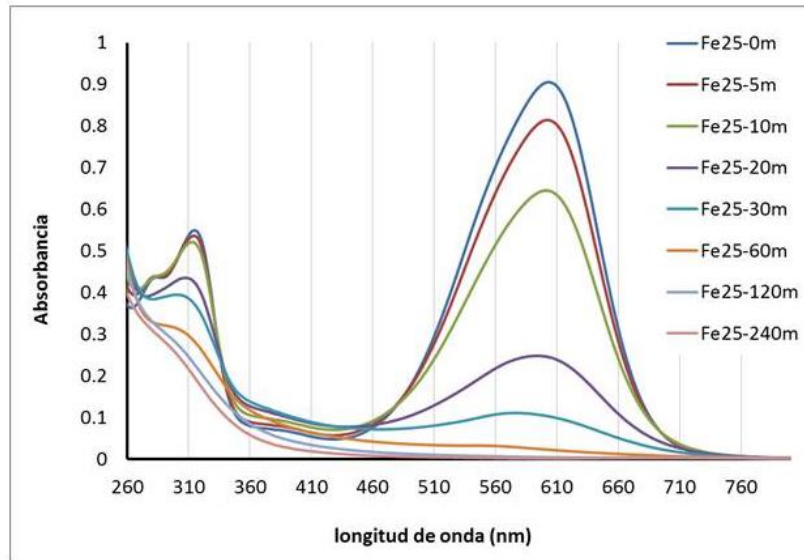


Figura 3. Curvas UV-vis de la disolución de AM en presencia del catalizador Fe25 a distintos tiempos

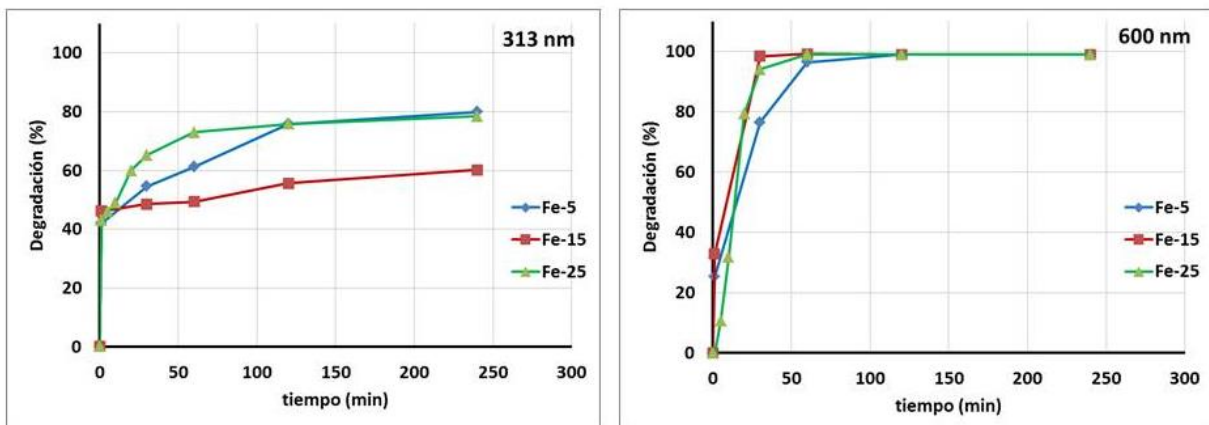


Figura 4. Degradación del AM (bandas a 313 nm y 600 nm) en presencia de los tres vidrios catalizadores

4. Discusión

A partir del ajuste de las curvas de la Figura 4 a las ecuaciones (4) y (5) se han calculado las constantes cinéticas k . Los valores de k obtenidos se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Constantes cinéticas (k) de la oxidación por el proceso Fenton

Vidrio	313 nm		600 nm	
	1er-ord	2nd-ord	1er-ord	2nd-ord
Fe5	0.0056	0.0002	0.0389	0.0003
Fe15	0.0024	0.0002	0.0379	0.0005
Fe25	0.0047	0.0004	0.0821	0.0006

Los valores de k obtenidos para cada vidrio están comprendidos entre los que se obtienen para diferentes compuestos de Fe como pueden ser sulfatos (Hermosilla *et al.* 2009; Vitale *et al.* 2016), vidrios silicoaluminosos de Fe (Lida *et al.* 2015) o compuestos de TiO_2 utilizando foto-Fenton (Yang *et al.* 2016) o incluso compuestos ZnO-SnO_2 también mediante foto-Fenton (Lin *et al.* 2018). La eficacia de un vidrio respecto a otro se ha evaluado a partir de la relación entre los valores de k , así como del tiempo de vida medio ($t^{1/2} = 0.693/k$), obteniendo valores de $t^{1/2}$ de 124, 290 y 146 min para la banda 213 nm y los vidrios Fe-5, Fe-15 y Fe-25, respectivamente, y valores de $t^{1/2}$ de 17, 18 y 8 min, para la banda de 600 nm para dichos vidrios.

5. Conclusiones

Los resultados de este trabajo permiten abrir una nueva vía para el uso de los lodos de ETAP en base a formular vidrios con diferentes contenidos en Fe y que puedan ser utilizados para catálisis heterogénea tipo Fenton. Los resultados han mostrado que la degradación del AM depende de la banda analizada, consiguiendo una degradación completa en unos 30 minutos para la banda situada a 600 nm, y solamente del 80% para la situada a 313 nm. También se ha observado que los vidrios con el 5% y 25% de Fe_2O_3 presentan comportamientos muy parecidos, mientras que el que contiene el 15% se aleja de ambos respecto a la degradación de la banda de 313 nm. Este resultado pudiera ser originado porque en el vidrio Fe-15 se comienza a desarrollar la fase cristalina magnetita, mientras que en el Fe-25 ya está prácticamente desarrollada. De todas formas, en nuevos estudios y análisis se tratará de conocer en mayor profundidad el comportamiento de estos vidrios y el efecto que tiene el Fe en ellos. Finalmente, solo indicar que el uso de lodos de ETAP para la obtención de vidrios utilizados como catalizadores Fenton permitirá disminuir la deposición en vertederos de este tipo de lodos minimizando el impacto ambiental en la zona que estén situados los vertederos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Transición Ecológica de España mediante el proyecto Reutilización de Residuos de Vertederos como Fertilizantes Estabilizados (TED2021-132800B-100)

Referencias

- Ahmed S. Ali, Kiyoshi Nomura, Zoltan Homonnay, Erno Kuzmann, Alex Scrimshire, Paul A. Bingham, Stjepko Krehula, Mira Ristić, Svetozar Musić, Shiro Kubuki, 2019. The relationship between local structure and photo-Fenton catalytic ability of glasses and glass-ceramics prepared from Japanese slag. *J. Rad. Nuc. Chem.* 322, 751-761. <https://doi:10.1007/s10976-019-067-06-z>
- Ali, A.S., Khan, I., Zhang, B., Nomura, K., Homonnay, Z., Kuzmann, E., Scrimshire, A., Bingham, P.A., Krehula, S., Musić, S., Akiyama, K., Kubuki, S., 2020. Photo-Fenton degradation of methylene blue using hematite-enriched slag under visible light. *J. Rad. Nucl. Chem.* 325, 537-549. <https://doi:10.1007/s10967-020-07238-x>
- Barbusinski K. Fenton Reaction – Controversy Concerning the Chemistry, 2009. *Ecolog. Chem. Eng.* 16, 347-358. Special issue of Clean Technologies. Water and Wastewater Treatment. ISSN: 1898-6196, 2084-4549
- Fujishima A, Honda K (1972) Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode. *Nature* 238:37–38. <https://doi:10.1038/238037a0>
- Hassaan, M.Y., Saudi, H.A., Saad, H.M.H., Mostafa, A.G., Ahmed, M.A., Iida, Y., Kubuki, S., Nishida, T., 2015. Structural Study of Glass and Glass Ceramics Prepared with Egyptian Basalt. *Silicon* 7, 383-391. <https://doi:10.1007/s12633-015-9313-8>

- Hermosilla, D., Cortijo, M., Huang, C.P. 2009. The role of iron on the degradation and mineralization of organic compounds using conventional Fenton and photo-Fenton processes. *Chem. Eng. J.*, 155, 637-646. <https://doi:10.1016/j.cej.2009.08.020>
- Ishikawa, S., Kobzi, B., Sunakawa, K., Nemeth, S., Lengyel, A., Kuzmann, E., Homonnay, Z., Nishida, T., Kubuki, S. 2017. Visible-light activated photocatalytic effect of glass and glass ceramic prepared by recycling waste slag with hematite. *IUPAC*. 89, 535-544. <https://doi:10.1515/pac-2016-1018>
- Khan, I., Nomura, K., Kuzmann, E., Homonnay, Z., Sinko, K., Ristic, M., Krehula, S., Music, S., Kubuki, S. 2020. Photo-Fenton catalytic ability of iron-containing aluminosilicate glass prepared by sol-gel method. *J. Alloys Compounds* 816, 153227. <https://doi:10.1016/j.jallcom.2019.153227>
- Lida, Y., Akiyama, K., Kobzi, B., Sinko, K., Homonnay, Z., Kuzmann, E., Ristic, M., Krehula, S., Nishida, T., Kubuki, S. 2015. Structural analysis and visible light-activated photocatalytic activity of iron-containing soda lime aluminosilicate glass. 645, 1-6. <https://doi:10.1016/j.jallcom.2015.04.153>
- Lin, J., Luo, Z., Liu, J., Li, P. 2018. Photocatalytic degradation of methylene blue in aqueous solution by using ZnO-SnO₂ nanocomposites. *Mat. Sci. Sem. Procc.* 87, 24-31. <https://doi:10.1016/j.mssp.2018.07.003>
- Takahashi, Y., Kubuki, S., Nishida, T., 2014 Visible Light-Activated Photocatalytic Effect of Iron-Containing Silicate Glass - A Review. Chapter 4. *Green Catalysts for Energy Transformation and Emission Control*. 2014. American Chemical Society. pp. 72-84
- Vitale, A.A., Bernatene, E.A., Vitale, M.G., Polilio, A.B. 2016. New Insights of the Fenton Reaction Using Glycerol as the Experimental Model. Effect of O₂, Inhibition by Mg²⁺, and Oxidation State of Fe. *J. Phys. Chem.* 120, 5435-5445. <https://doi:10.1021/acs.jpca.6b0305>
- Xu, G.R., Zou, J.L., Li, G.B., 2008. Effect of sintering temperature on the characteristics of sludge ceramsite. *J. Haz. Mat.*, 150, 394 – 400. <https://doi:10.1016/j.jhazmat.2007.04.121>
- Yang, Y., Xu, L., Wang, H., Wang, W., Zhang, L. 2016. TiO₂/graphene porous composite and its photocatalytic degradation of methylene blue. *Mater. Desing.* 108, 632-639. <https://doi:10.1016/j.matdes.2016.06.104>

BIOFERES: RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE LODOS DE DEPURADORA PARA OBTENER BIOESTIMULANTES Y FERTILIZANTES.

García-Tirado, Ruben^{1*}; Tamarit Coronado, Raquel¹; Antolí García, Amparo²; Herrero Camarano, Juliana²;
Romaguera Faura, Rixardo³; Hervás Aguado, Rafael³

¹Sociedad de Fomento Agrícola, S.A. (FACSA)

²BIOVIC Consulting (BIOVIC)

³Ingeniería y Desarrollos Renovables, S.L. (INDEREN)

*ruben.garcia@grupogimeno.com

Resumen

El proyecto BIOFERES propone un nuevo proceso para la recuperación avanzada de nutrientes y transformación de lodos de depuradora en productos de alto valor añadido mediante la combinación de 3 tecnologías principales:

- Codigestión anaerobia en doble etapa de temperatura y doble fase biológica: proceso de digestión anaerobia donde los lodos son digeridos junto con sustratos de origen orgánico para aumentar el potencial biofertilizante del lodo final.
- Producción de biofertilizantes líquidos mediante tecnologías de membranas en doble etapa: combinación de ultrafiltración y contactores de membrana para la purificación y concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) de la fracción líquida del digestato.
- Producción de bioestimulante a partir de la fracción sólida del digestato mediante un proceso de fermentación en estado sólido y bioaumentación con cepas bacterianas específicas.

Este novedoso concepto de biorrefinería permitirá aproximar el modelo de gestión de aguas residuales a los principios de sostenibilidad y economía circular. El proyecto cuenta con ensayos a escala de laboratorio para las distintas tecnologías, así como una posterior operación y validación a escala piloto y en entorno real en la depuradora de Alcoy.

Palabras clave: Bioestimulantes; Biofertilizantes; Lodos; Digestión Anaerobia.

1. Introducción

El objetivo principal del proyecto BIOFERES es la investigación industrial de un nuevo proceso terciario basado en la recuperación avanzada de nutrientes y transformación de lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en productos de alto valor añadido para su uso en la agricultura: biofertilizantes líquidos y bioestimulantes.

Tradicionalmente, los lodos de EDAR han sido considerados el residuo producido del proceso de depuración del agua, y los objetivos de los tratamientos aplicados se han focalizado principalmente en la maximización de la reducción de su volumen con el objetivo de reducir los costes de gestión desde la EDAR a su disposición final. El nuevo proceso aplicado a los lodos de EDAR significa un cambio de paradigma respecto al tratamiento convencional de los lodos de EDAR, utilizando dichos lodos como materia prima para la fabricación de bioproductos agronómicos.

Este novedoso concepto de biorrefinería permite obtener productos de uso agrícola de forma renovable a partir de residuos, reduciendo el consumo de materias primas y la huella de carbono del entorno EDAR – agricultura, lo que permite aproximar el modelo de gestión de aguas residuales a los principios de sostenibilidad y economía circular.

El proyecto BIOFERES es liderado por la empresa FACSA, junto a BIOVIC e INDEREN, y cuenta con la participación del centro tecnológico AINIA y el instituto ISIRYM-UPV.

2. Metodología

El proceso terciario que investiga y desarrolla el proyecto BIOFERES consiste en la integración de distintas tecnologías que permiten configurar un nuevo diagrama de flujo de procesos (Figura 1):

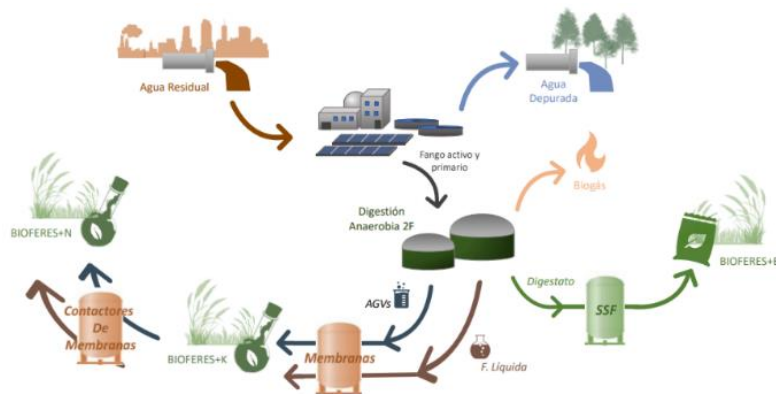


Figura 1: Esquema del sistema de tratamiento de aguas residuales propuesto en BIOFERES

Las tres principales tecnologías que integra BIOFERES son:

- Codigestión anaerobia en doble etapa de temperatura y doble fase biológica. El lodo de EDAR se trata inicialmente mediante dos digestores en serie, uno termófilo acidogénico y otro mesófilo metanogénico. Esto permite la estabilización (reducción de la materia orgánica biodegradable) de los lodos a la vez que se maximiza la producción de biogás y se enriquece el contenido en nutrientes, especialmente Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K), gracias al aporte de residuos orgánicos de la industria agroalimentaria como cosustratos. El lodo digerido (digestato) se somete a un proceso de deshidratación, donde se separa en dos fracciones: sólida y líquida.
- Producción de biofertilizantes líquidos mediante procesos de membrana en doble etapa. La fracción líquida del digestato se somete a un proceso de filtración con tecnología de membranas de ultrafiltración (UF) para conseguir obtener una corriente de permeado rica en N, K y ácidos húmicos y fúlvicos (Camilleri-Rumbau, 2014). La corriente de permeado se somete a una segunda etapa de contactores de membrana (CM), en la que, gracias a la permeabilidad selectiva del amonio, se consigue obtener una corriente concentrada en N como sulfato de amonio (Ashrafizadeh & Khorasani, 2010) y una corriente de permeado sin amonio, pero rica en K y ácidos húmicos y fúlvicos.
- Producción de un bioestimulante mediante un proceso de fermentación en estado sólido. En la fracción sólida se concentra la mayor parte de la materia orgánica estabilizada y parte de los

nutrientes, principalmente P. Mediante la tecnología de la fermentación en estado sólido (FES) con bioaumentación mediante cepas bacterianas específicas se consigue la producción en semicontinuo de un producto bioestimulante (Canbolat, et al. 2006).

2.1. Ensayos realizados a nivel de laboratorio

El proyecto BIOFERES ha llevado a cabo una serie de ensayos a nivel de laboratorio que han permitido establecer las condiciones de operación para cada una de las tecnologías integradas en el proceso.

2.1.1. Codigestión anaerobia en doble fase

Se han llevado a cabo análisis de 5 residuos de origen orgánico procedentes de distintas industrias agroalimentarias para ser usados como posibles cosustratos (Co-S) en la digestión anaerobia (Figura 2): Co-S1 (Agua de proceso), Co-S2 (Agua de deshidratación de frutas), Co-S3 (Agua y aceite de soja), Co-S4 (Mezcla de productos lácteos) y Co-S5 (Melaza de remolacha).



Figura 2: Sustratos analizados.

Los 5 sustratos han sido sometidos a una caracterización fisicoquímica y a una determinación de su potencial de biometanización (BMP) lo que ha permitido determinar la concentración de nutrientes (N, P y K) y potencial de producción de biogás para plantear diferentes dietas de alimentación a la digestión anaerobia que puedan optimizar la cantidad y calidad del producto de interés según cada caso.

2.1.2. Tecnologías de membrana: Ultrafiltración (UF) + Contactores de Membrana (CM)

En primer lugar, se han llevado a cabo diversos ensayos de filtración con filtros de cartucho de polipropileno, a 60, 5 y 1 micras (Figura 3a), con la finalidad de establecer el tamaño de poro adecuado para un correcto pretratamiento de la fracción líquida, teniendo como objetivo principal eliminar SS/turbidez.



Figura 3: a) Filtración mediante cartuchos de diferente micraje; b) Planta de laboratorio de UF y c) Montaje experimental del contactor con membranas tubulares.

Una vez establecido el sistema adecuado de pretratamiento, se han realizado diferentes ensayos de UF haciendo uso de tres membranas diferentes (Figura 3b), ensayando cada una de ellas a diferentes presiones transmembrana (PTM): membranas de polietersulfona (PES) planas de 0,01 micra y 5 kDa de umbral de corte molecular, y membrana tubular de fluoruro de polivinilideno (PVDF) de 0,03 micras de tamaño de poro de X-Flow. Para llevar a cabo los ensayos a escala de laboratorio con CM se han empleado por un lado 3 tipos de membranas planas de politetrafluoroetileno (PTFE), con diferentes tamaños de poro (Figura 3c): 0,1, 0,2 y de 0,45 micras, y por otro lado membranas tubulares de distinto material hidrofóbico: PTFE y PTFE expandido (ePTFE).

2.1.3. Fermentación en estado sólido (SSF)

En primer lugar, se ha realizado una preselección de cepas bacterianas contenidas en la Colección de Recursos Biológicos y Genéticos de AINIA (CRBG), con diferentes capacidades bioestimulantes, que han sido caracterizadas mediante 7 ensayos in vitro (Figura 4): fijación de nitrógeno, solubilización de fósforo, producción de ácido indolacético (AIA), producción de compuestos sideróforos, producción de ácido cianhídrico, producción de exopolisacáridos y producción de ácido 1-aminociclopropano-1-carboxílico de aminosasa (ACCD).



Figura 4: Producción de Ácido Cianhídrico (HCN).

Una vez realizada la selección de cepas, se han llevado a cabo distintos ensayos de inoculación de lodos para evaluar el potencial de las cepas de colonizar los lodos de EDAR. En los ensayos se inocularon 100g de lodo con 10mL de inóculo, dejando las muestras durante 5 días en incubadora a 38°C. Los muestreos fueron tomados los días 3 y 5, evaluando la presencia de las cepas de referencia mediante el aislamiento y la identificación de aislados por Maldi-Tof. Seguidamente, para el estudio del proceso FES se han llevado a cabo ensayos en semicontinuo a escala de laboratorio haciendo uso de un fermentador de 15L, equipado con una camisa de calefacción y agitación axial para la agitación y aireación del digerido.

El fermentador ha sido inoculado con lodo digerido sólido procedente de la EDAR de Alcoy, y la cepa bacteriana previamente seleccionada con una ratio de dosificación variable entre 0,05 y 0,13 gr cepa por gr de fango fermentado. El fermentador ha sido operado durante 230 días alcanzando finalmente un estado estacionario bajo condiciones de 14-16%ST, TRH de 5 días y una Tª de operación de 38°C.

2.2. Ensayos realizados a nivel de planta piloto

2.2.1. Codigestión anaerobia en doble fase

La planta piloto de codigestión anaerobia cuenta con un primer digester acidogénico con un volumen de trabajo de 1000L, y un segundo digester metanogénico con un volumen de trabajo de 2600L (Figura 5).



Figura 5: Digestor acidogénico y metanogénico de la planta piloto en la EDAR de Alcoy.

Los digestores se han operado un total de 150 días y, hasta la fecha, se han ensayado dos dietas para maximizar diferentes nutrientes en el digestato: una para maximizar el N, dosificando los cosustratos Co-S4 y Co-S,5 y otra para maximizar el K con la dosificación del Co-S5. Las condiciones de esta operación se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1: Condiciones de operación de la codigestión anaerobia a escala piloto para cada una de las dietas ensayadas.

Digestor acidogénico		
Objetivo de la dieta	Max N	Dieta K
Caudal de entrada (L/día)	132	120
TRH (días)	4,7	5,6
TRC (días)	4,6	5,9
Tª	53	54
pH	5,3	5,4
CSV (gSV/Lr-día)	11,7	8,6
VCOt (gDQO/Lr-día)	16,8	14,4
%VCO cosustratos	38%	25%
Cosustratos Tipo	Co-S4+Co-S5	Co-S5
Ratio Al/AT	1,00	1,00

Digestor metanogénico		
Objetivo de la dieta	Max N	Dieta K
Caudal de entrada (L/día)	107	98
TRH (días)	26	31
TRC (días)	26	31
Tª	35-38	37
pH	7,2	7,1
CSV (gSV/Lr-día)	1,2	0,9
VCOt (gDQO/Lr-día)	2,7	1,2
Ratio Al/AT	0,20	0,15

2.2.2. Tecnologías de membrana: Ultrafiltración (UF) + Contactores de Membrana (CM)

La planta piloto cuenta con un sistema de ultrafiltración compuesto por una membrana tubular de PVDF de 3 micras de tamaño de poro y 1 metro de longitud de la marca X-Flow (Pentair) (Figura 6a). Tras la UF se cuenta con un sistema de contactores de membrana de tubos de ePTFE (Figura 6b), contando con una superficie total útil de membrana de aproximadamente 13m². La etapa de CM todavía se encuentra en la fase de puesta en marcha.

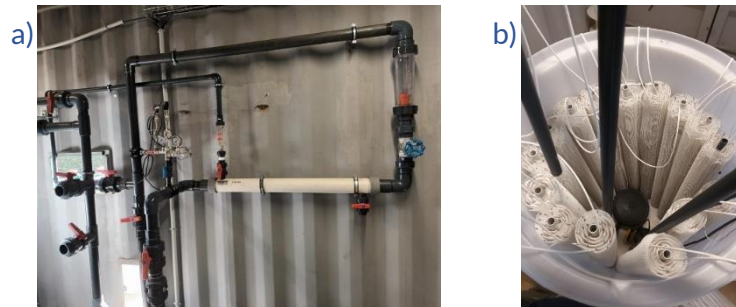


Figura 6: a) Cartucho de ultrafiltración; b) Tanque contactores de membrana, ambos en EDAR de Alcoy.

2.2.3. Fermentación en estado sólido (FES)

El proceso de fermentación en estado sólido se está llevando a cabo en un fermentador con un volumen útil de 125L, control de Tª mediante manta térmica externa, y una agitación axial para mantener una correcta homogenización y aireación del lodo (Figura 7).



Figura 7: Fermentador en estado sólido ubicado de la planta piloto en la EDAR de Alcoy

El fermentador ha sido inoculado con lodo digerido previamente deshidratado, proveniente del digester metanogénico de la planta piloto, y la cepa bacteriana seleccionada en los ensayos de laboratorio. El ratio de inoculación ha sido de 0,06 gr de cepa por gr de fango introducido. Las condiciones de operación también se han establecido según los resultados de los ensayos de laboratorio.

3. Resultados

En los ensayos llevados a cabo a nivel de laboratorio se ha podido identificar que cosustratos contienen una mayor concentración de cada uno de los nutrientes estudiados (N, P, K) y cuales favorecen la producción de biogás (Figura 8).

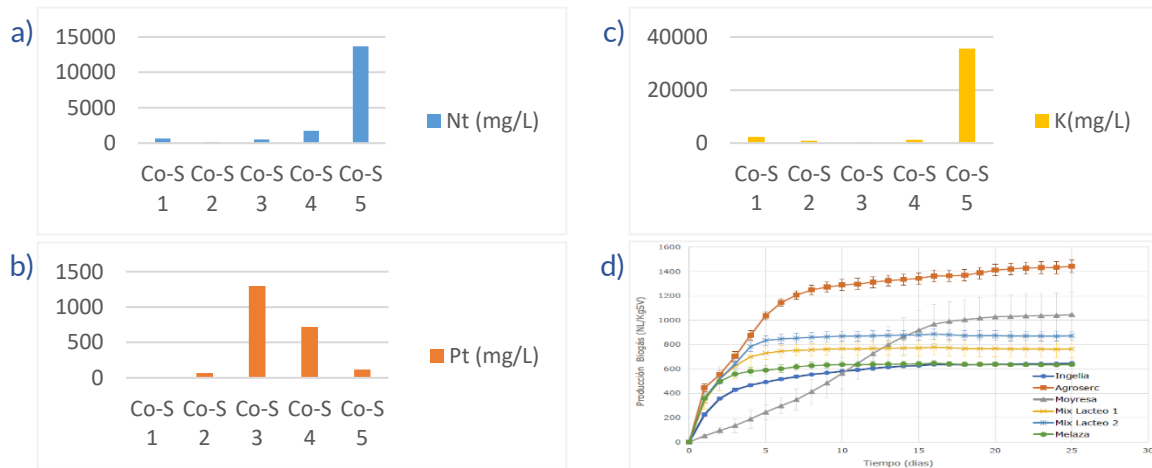


Figura 8: a) Concentración de N de los cosustratos, b) Concentración de P de los cosustratos, c) Concentración de K de los cosustratos y d) Capacidad de producción de biogás de los cosustratos.

Durante la operación de la codigestión anaerobia piloto se ha podido observar un claro aumento de cada uno de los nutrientes en cada una de las dietas. La concentración inicial de nitrógeno en el lodo espesado era de 1780 mgNt/L, pero tras la dieta de maximización de nitrógeno, la concentración en el lodo digerido final es de 2040 mgNt/L (incremento 12,7%). En la dieta de maximización de potasio, se ha aumentado la concentración de 360 mgK/L a 1610 mgK/L (incremento 447%).

Se ha realizado un seguimiento de la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) en el digester acidogénico, así como el seguimiento de la degradación de la carga orgánica a lo largo del proceso de codigestión anaerobia. Tal y como se observa en la Figura 9, la concentración de AGV en el digester acidogénico ha alcanzado una concentración promedio de 11,686 mg/L lo que indica una elevada actividad acidogénica cercana a los límites estables de bibliografía.

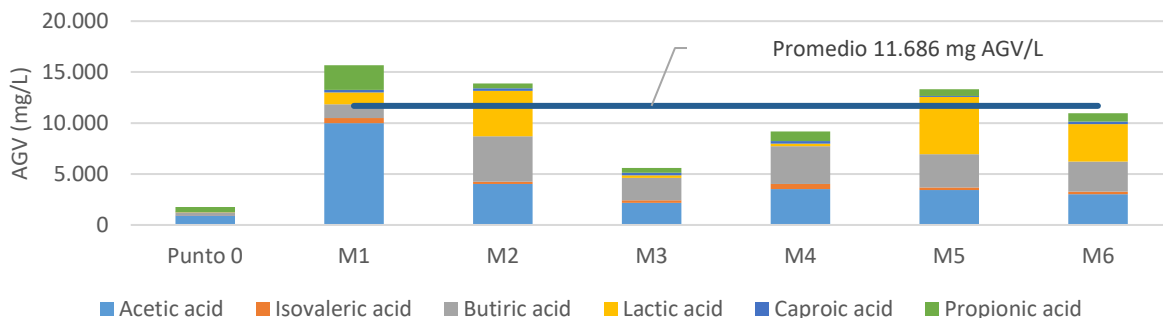


Figura 9: Concentración de AGV en el digester acidogénico

En lo relativo a la etapa FES, tras los ensayos in vitro se seleccionó una cepa del género *Bacillus* con capacidad para esporular para la inoculación del fermentador. Inicialmente a escala de laboratorio se observó que la mejor estrategia para mantener la concentración de la cepa es realizar una reinoculación del reactor añadiendo puntualmente 0,06gr de cepa por gramo de fango fermentado cada 15 días (3TRH), pues es el tiempo que el FES se mantiene con una concentración de cepa superior a 10^6 ufc/mL (Figura 10a), lo que espera asegurar una correcta capacidad bioestimulante del producto final (O'Callagan et al., 2001). A modo conservador el FES de la planta piloto se ha operado mediante reinoculación semanal, lo que ha permitido mantener concentraciones estables de cepa bioestimulante encima de valores de 10^7 ufc/mL (Figura 10b)

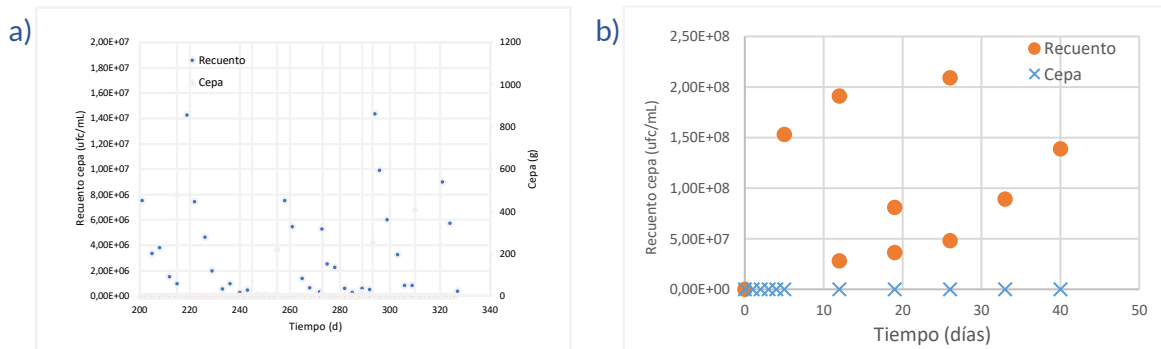


Figura 10: a) Evolución recuento cepa en FES y cantidades de cepa añadidas a nivel de laboratorio, b) Evolución recuento cepa en FES y cantidades de cepa añadidas a nivel de planta piloto.

Los ensayos de filtración a nivel de escala de laboratorio proporcionaron como resultado que una prefiltración de 60 micras era suficiente para la eliminación de SS/turbidez. La membrana de UF con mejores resultados fue la de PVDF de 0,03 micras de tamaño de poro, la cual consiguió unos resultados de eliminación de materia orgánica del escurrido de centrifuga de alrededor del 60% en DQO (Tabla 2), mientras minimizaba la pérdida de nitrógeno y potasio al tener un rechazo muy bajo a los mismos (menor al 15%). No se apreciaron diferencias significativas entre la operación a 1 bar y a 1,5 bares, y en ambos casos fue posible recuperar un 80% de permeado frente al 20% de rechazo.

Tabla 2: Caracterización de los permeados obtenidos con la membrana de UF de PVDF de 0,03 micras

Parámetro	Ecurrido Centrifuga filtrado a 60 µm	Permeado UF (P = 1 Bar)	Permeado UF (P = 1,5 Bar)
NH ₄	370	227	285
PT	96	25	29
K	118	90	76
DQO	438	177	189

En los ensayos de laboratorio con contactores de membrana se observó que el mejor rendimiento de recuperación de nitrógeno se obtenía con los tubos de ePTFE. Se hizo circular ácido sulfúrico 0,1M por el interior de los tubos (inmersos en el escurrido de centrifuga), observando un aumento del pH hasta 9-10. El nitrógeno, en forma de NH₃ a este pH, fue transferido al ácido formando sulfato amónico, lo que permitió recuperar el nitrógeno. Se obtuvo una recuperación de más del 80% de nitrógeno del escurrido de centrifuga (Figura 11).

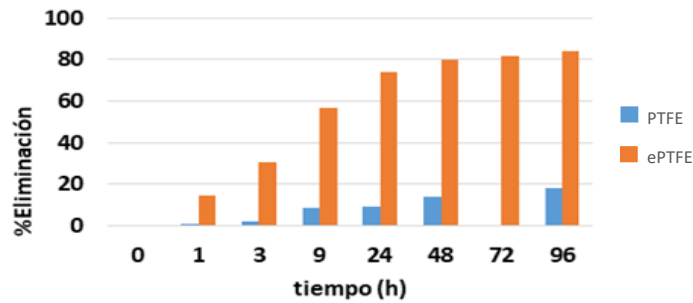


Figura 11: Evolución temporal de la eliminación de amonio (tubo de PTFE en azul, tubo de ePTFE en marrón). La medida con el tubo de PTFE a las 72 horas no se pudo realizar.

Los ensayos a nivel de planta piloto todavía están operativos, por lo que aún no se han podido obtener más resultados.

4. Conclusiones

Con los resultados obtenidos hasta ahora a escala de laboratorio y piloto en el proyecto BIOFERES, se ha observado que es posible valorizar los lodos de depuradora para transformarlos en biofertilizantes y productos bioestimulantes para aplicaciones agrícolas. Se requiere la finalización de los experimentos para terminar de acotar los rangos óptimos de operación para los parámetros críticos identificados para las diferentes etapas, tales como carga orgánica y de nutrientes, TRH, estrategias de reinoculación (FES) o PTM (UF).

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por la Agencia Valenciana de Innovación (AVI) de la Generalitat Valenciana (España) bajo la referencia INNCAD/2021/74. Agradecimientos también a la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (EPSAR) por ceder el espacio de sus instalaciones de la EDAR de Alcoi para realizar el proyecto.

Referencias

- Ashrafizadeh, S. N., & Khorasani, Z. (2010). Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 162(1), p. 242-249
- Canbolat, M.Y., Bilen, S., Cakmakci, R., Sahin, F., Aydin, A., 2006. Effect of plant growth-promoting bacteria and soil compaction on barley seedling growth, nutrient uptake, soil properties and rhizosphere microflora. *Biol. Fertil. Soils* 42, 350–357.
- M.S. Camilleri-Rumbau, B. Norddahl, J. Wei, K.V. Christensen, L.F. Sotof. Microfiltration and ultrafiltration as a post-treatment of biogas plant digestates for producing concentrated fertilizers. *Desalination and water treatment* 55 (6) (2014), 1639-1653.
- O'Callagan, K.J., Dixon, R.A., Cocking, E.C., 2001. *Arabidopsis thaliana*: a model for studies of colonization by non-pathogenic and plant-growth-promoting rhizobacteria. *Aust. J. Plant Physiol.* 28, 975–982.

SESIÓN S1-3

RESIDUOS PLÁSTICOS I



INVENTARIO NACIONAL DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN PLÁSTICA: EL CASO DE MÉXICO

Vázquez Morillas, Alethia^{1*}; Martínez-Salvador, Carolina¹; Tapia-Fuentes, Jocelyn¹; Cruz Salas, Arely Areanely¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Hermoso López Araiza, Jéssica Paola¹; Velasco Pérez, Maribel¹

¹Área de investigación Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, México

*alethia@azc.uam.mx

Resumen

En 2022 se desarrolló en México por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente un Plan Nacional contra la Contaminación Marina por Plásticos. Para ello fue necesario establecer una línea base que definiese los mecanismos, etapas y regiones de fuga y acumulación de residuos plásticos y microplásticos en el ambiente, a través de un Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica. Esto se hizo aplicando metodologías previamente definidas por Naciones Unidas: Identificación de puntos críticos y Waste Wise Cities, que aplican el concepto de balance de materia para determinar los puntos potenciales de fuga de residuos y plásticos al ambiente. Adicionalmente se llevó a cabo el análisis de la información disponible en torno a la contaminación plástica. A pesar de las limitaciones en la información base fue posible identificar que la falta de recolección y la disposición en sitios no controlados constituyen los principales puntos de fuga, y que ésta llega al mar no sólo desde ciudades costeras, sino a través de ríos provenientes de centros urbanos ubicados lejos de la costa. Los puntos críticos identificados incluyen poliestireno, polietileno de baja densidad (tipos de plásticos), empaques, colillas de cigarro, bolsas (aplicaciones), falta de recolección y de control en sitios de disposición (gestión de residuos). Este esfuerzo constituye una primera línea base que permitió definir políticas y generar datos que permitan evaluar el efecto de las mismas.

Palabras clave: Residuos; fuga; microplásticos; reciclaje

1. Introducción

Los plásticos son materiales indispensables en la forma de vida actual. Su versatilidad, resistencia, ligereza y bajo costo los vuelven un elemento clave en los sectores de la electrónica, comunicaciones, transportes, agricultura, medicina y construcción; en 2021 la producción global alcanzó 390 millones de toneladas (Plastics Europe, 2022). Este uso masivo y creciente, en conjunción con el hecho de que una alta proporción de plásticos se emplea en productos de vida útil corta, ha llevado a una situación crítica en términos de generación de residuos. Se han generado hasta el momento 7.000 millones de toneladas de residuos plásticos, de los cuales el 10% fue reciclado y el 14% incinerado, mientras que el 76% restante se encuentra en sitios de disposición final o en el ambiente (Geyer, 2020). Esta problemática global se refleja claramente en México, en donde los plásticos constituyen el 13% de los residuos sólidos urbanos (SEMARNAT, 2020); cada habitante genera, por tanto, al menos 120 g de residuos plásticos por día.

Se han planteado distintas soluciones a esta problemática, que incluyen cambios en el diseño de materiales, productos y modelos de negocios, promoción de nuevas prácticas de consumo y mejoras en los sistemas de manejo y gestión de residuos (UNEP, 2019). Ante la necesidad de articular la acción internacional se han generado compromisos para reducir la basura marina y la contaminación por plásticos, así como instrumentos no vinculantes relacionados con el comercio de plásticos o la reducción de efectos en la vida

marina (PNUMA, 2022). Finalmente, en febrero de 2022 la Asamblea de las Organización de las Naciones Unidas (UNEA-5.2) adoptó una resolución histórica en la que se adquirió el compromiso de desarrollar un instrumento internacional vinculante para controlar la contaminación plástica, el cual tendría que estar concluido en 2024 (UNEP, 2022a). En dicha resolución se plantea la necesidad de promover el desarrollo de Planes Nacionales de Acción (PNA) que reflejen las condiciones de cada país y que permitan avanzar en la prevención, reducción y eliminación de la contaminación plástica. Los PNA se consideran elementos clave para sistematizar el monitoreo, evaluar los avances y la efectividad de las acciones planteadas (UNEP, 2022b). Un elemento clave para desarrollar un PNA es la definición de una línea base (UNEP, 2013). Para ello, es indispensable fortalecer la vinculación entre la ciencia y las políticas públicas, de forma que el mejor conocimiento científico disponible sea considerado en la definición de estrategias (UNEP, 2022b). La línea base puede concebirse como un inventario que cuantifique y analice las emisiones plásticas al ambiente, identifique fuentes de contaminación para un sistema específico y permita relacionar los flujos de plásticos con las distintas actividades que les dan origen (Zhu y Rochman, 2022).

En 2022 inició en México el desarrollo, por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, de un Plan Nacional contra la Contaminación Marina por Plásticos. Para ello fue necesario establecer una línea base que definiese los mecanismos, etapas y regiones de fuga y acumulación de residuos plásticos y microplásticos en el ambiente, a través de un Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica (INFCP). El objetivo de este artículo es describir la metodología empleada, los resultados más relevantes y las lecciones aprendidas durante el proceso.

2. Metodología

La metodología de desarrollo del INFCP fue definida por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), y ejecutada por el área de investigación Tecnologías Sustentables de la Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, en el periodo comprendido entre abril y diciembre de 2022. Se propuso un enfoque combinado, en el que se emplearan tanto metodologías establecidas por PNUMA y ONU-Hábitat, como investigación bibliográfica y métodos participativos, de modo que pudiese obtenerse tanto un análisis de los flujos de plásticos como una visión general de la contaminación plástica en el país. La Figura 1 esquematiza las etapas, metodologías y resultados esperados.



Figura 1. Etapas, herramientas y resultados esperados en el Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica

Las dos herramientas aplicadas fueron la Guía Nacional para la Identificación de puntos críticos – Hotspots (UNEP, 2020) y Waste Wise Cities (UN-Habitat, 2021). En ambas se aplica el concepto de balance de masa; en el primer caso para identificar los puntos críticos de fuga de plástico en términos de polímeros, aplicaciones y sectores, y en el segundo para analizar la contribución de cada etapa de la gestión de residuos a las fugas de plástico al ambiente. El análisis se basó en la información disponible, principalmente a partir del Censo Nacional de Gobiernos Municipales desarrollado por el Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI, 2019), el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, 2022), así como por los datos proporcionados por la Asociación Nacional de la Industria del Plástico, A. C. (ANIPAC, 2022).

El análisis de la contaminación plástica se llevó a cabo a través de la investigación bibliográfica, que permitió identificar 117 tesis, artículos y memorias de congresos sobre el tema. La información se ordenó, normalizó y analizó a través de la conformación de bases de datos. Se realizó también la actualización del modelo de flujos de plásticos a través de ríos desarrollado por Lebreton et al. (2017), lo que permitió identificar puntos críticos regionales de descarga de plásticos al océano. El análisis se complementó con la realización de tres talleres nacionales de retroalimentación, desarrollados en los meses de mayo, junio y julio, en los que se contó con la participación de 295 actores provenientes del gobierno, la industria, la sociedad civil y la academia. La descripción completa de la metodología estará disponible una vez que se realice la presentación pública del INFCP por parte de SEMARNAT.

3. Resultados

En esta sección se resumen los principales resultados obtenidos en el INFCP. Es importante señalar que al aplicar las metodologías se identificaron brechas clave en la información, especialmente en lo relacionado con el reciclaje de residuos, pues no se cuenta con los instrumentos que permitan cuantificar los tipos y volúmenes de residuos plásticos que pasan por este proceso; esto afectó la posibilidad de cuantificar de manera precisa la fuga de plásticos al ambiente. A pesar de lo anterior, fue posible identificar de manera preliminar puntos críticos que requieren atención.

3.1 Puntos críticos en polímeros, aplicaciones y sectores

Los puntos críticos identificados fueron:

- Polímeros: polietileno de baja densidad, polipropileno, poliéster (fibras textiles) y poliestireno expandido
- Aplicaciones: bolsas, tapas y tapones, cajas, cajones y estuches, colillas de cigarros
- Sectores: pesca, agricultura, neumáticos, empaques y textiles

Se observa que los puntos críticos se encuentran vinculados entre sí; por ejemplo, el poliéster derivado de las fibras textiles se asocia al sector. Es importante, ahora, realizar un análisis más detallado de cada uno de estos sectores, aplicaciones y polímeros, dado que cada uno presenta características específicas que deben ser atendidas en forma particular.

3.2. Puntos críticos en la gestión de residuos

La gestión de residuos sólidos urbanos en México es una atribución de los gobiernos municipales, por lo que se tienen diferencias importantes en torno a la forma en que se realiza. Se detectaron dos puntos críticos: la falta de recolección y la disposición en sitios con un bajo nivel de control.

En México la cobertura de recolección es del 83%, y más de 200 municipios carecen del servicio. Esto ocurre principalmente en comunidades alejadas en el entorno rural, una situación recurrente en las entidades del sureste del país. Esta situación lleva a los ciudadanos que habitan en estos municipios en los que no se cuenta con un servicio de recolección, a la quema o disposición de residuos en el ambiente, lo que genera un gran potencial de dispersión.

Por otro lado, el país cuenta con más de 2.200 sitios de disposición final, de los cuales sólo el 2% pueden considerarse como completamente controlados al contar sistemas de manejo y gestión que reduzcan la fuga de plásticos y otros contaminantes al ambiente. En términos de proporción, aproximadamente el 50% de los residuos recolectados son llevados a sitios no controlados, en los que no se cuenta con sistemas básicos de cobertura, por lo que la posibilidad de su fuga al entorno, debido a factores climáticos, es elevada. La situación es especialmente crítica en los sitios de disposición de las zonas costeras, que constituyen el 11% de este tipo de instalaciones.

Una de las brechas de información más relevantes para el análisis de los flujos de productos y residuos plásticos en el país es la relacionada con la valorización a través del reciclaje. En México el reciclaje es realizado principalmente por el sector privado, en un complejo proceso de acopio y acondicionamiento en etapas sucesivas, que involucran tanto actividades formales como informales, a lo largo de todo el ciclo de vida de los plásticos (Figura 2). No se cuenta, por el momento, con instrumentos de registro que permitan monitorear esta actividad, por lo que no es posible cuantificar con certeza el volumen y tipos de plásticos reciclados.

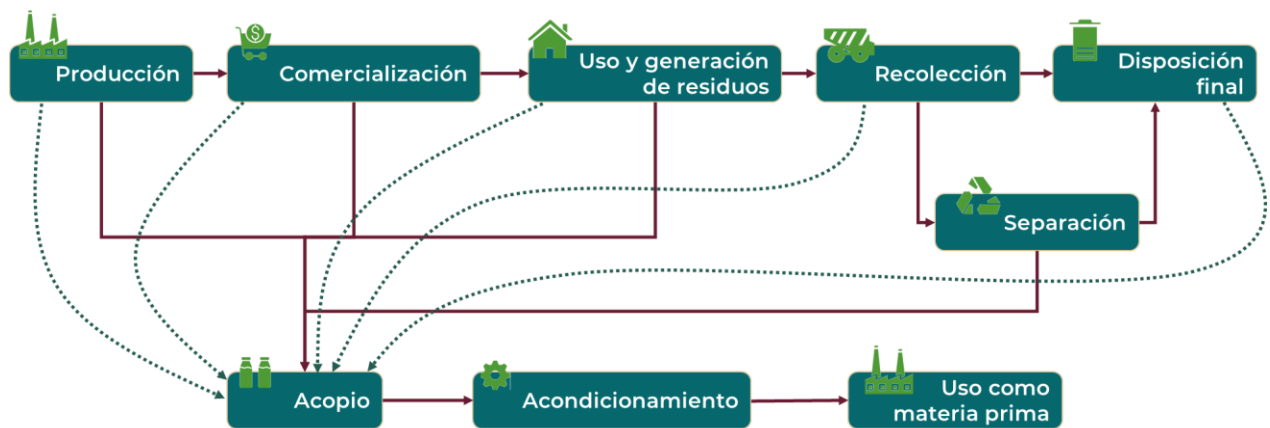


Figura 2. Acopio de residuos plásticos formal (flechas rojas) e informal (flechas verdes) en México

3.3. Puntos críticos regionales

La actualización del modelo de Lebreton et al. (2017) a partir de datos obtenidos mediante la aplicación de las metodologías desarrolladas por PNUMA y UN-Hábitat permitió identificar los ríos y sistemas de lagunas costeras que tienen un mayor potencial de descarga de plásticos al océano. Esto, en conjunto con el análisis de la gestión de residuos, llevó a la identificación de regiones que deberían recibir atención prioritaria debido a su potencial contribución a la contaminación plástica en el medio marino. El listado y clasificación de los mismos se presenta en la Tabla 1 y su ubicación en la Figura 3.

Es importante señalar que estos puntos críticos contemplan, en algunos casos, Áreas naturales protegidas, en las que actualmente se carece de mecanismos que garanticen la prevención y control de la contaminación plástica, la cual, además de generarse localmente, puede ser transportada ambientalmente.

Tabla 1. Puntos críticos regionales identificados en el Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica

Descripción	Puntos críticos
Ríos interconectados con cuencas altamente urbanizadas del centro del país	<ul style="list-style-type: none"> - Río Ruiz, Nayarit - Río Verde, Oaxaca - Río Pánuco, en los límites de Tamaulipas y Veracruz
Ríos ubicados en cuencas transfronterizas	<ul style="list-style-type: none"> - Río Tijuana, que desemboca en la ciudad de San Diego, Estados Unidos - Río Suchiate, que marca el límite entre México y Guatemala - Río Bravo, que marca el límite entre México y Estados Unidos, hacia el este
Sistemas de lagunas costeras	<ul style="list-style-type: none"> - Grijalva – Usumacinta, en Tabasco - Sur del estado de Quintana Roo
Entidad que presenta situación más crítica debido al flujo de plásticos a través de ríos	<ul style="list-style-type: none"> - Estado de Veracruz, que incluye los Río Tuxpan, Cazones, Jamapa y Coatzacoalcos
Entidades con carencias graves en términos de gestión de residuos	<ul style="list-style-type: none"> - Veracruz - Chiapas - Oaxaca - Puebla - Guerrero



Figura 3. Ubicación de puntos críticos regionales (puntos verdes) y estatales (amarillo)

3.4. Contaminación plástica en México

La investigación realizada en México pone en evidencia la presencia de residuos plásticos y microplásticos en todo tipo de ecosistemas en México; se han encontrado en agua superficial, columna de agua, sedimentos, playas, ríos, sedimentos, suelos y biota, en las cinco regiones marinas. Las especies afectadas incluyen plancton, peces, ostiones, camarón, pulpo, estrellas de mar y tiburones.

El análisis de la contaminación en playas muestra que entre el 60% y el 90% de los residuos presentes en playas son plásticos, y que los más comunes son tapas, platos, vasos y cubiertos desechables, bolsas, botellas y colillas de cigarro.

Las fuentes de esta contaminación incluyen la deficiente gestión de residuos, la descarga de aguas residuales que contienen microfibras textiles sintéticas, el uso de agroplásticos, las pérdidas de pellets por parte de la industria plástica, el desgaste de neumáticos, y la actividad turística, así como la pesca, acuicultura y embarcaciones. Estas fuentes fueron identificadas y analizadas sólo en forma cualitativa, por lo que no se cuenta, al momento, con una estimación de su contribución específica.

4. Discusión

El Inventario desarrollado se construyó con la información disponible, principalmente a través de fuentes oficiales. Debido a que en ocasiones los datos encontrados no son recientes, o se encuentran presentados en forma agregada, la evaluación de la calidad de los mismos fue de 2.5, de acuerdo con la herramienta Hotspots, en la que 1 representa información idónea y 5 con calidad no suficiente.

Si bien resulta evidente que existen brechas, vacíos y discordancias en los datos fuente, los resultados de la aplicación de las herramientas coinciden, en términos generales, con lo que ha sido observado en campo, por lo que se consideró que los puntos críticos identificados pueden servir como punto de partida para un análisis más profundo del problema.

5. Conclusiones

Este Inventario constituye la primera línea base para la contaminación plástica en México, y como tal, ha cumplido con el propósito de servir como base para el diseño de las políticas públicas contenidas en PNA (denominado PLAN REMAR). Es importante considerar, sin embargo, que este tipo de ejercicios debe realizarse de forma periódica, de manera que pueda evaluarse la aplicabilidad y eficacia de las medidas planteadas, por lo que será necesario subsanar las brechas de conocimiento detectadas en el ejercicio.

Uno de los aspectos clave, en el que es necesario crear instrumentos que permitan el monitoreo, es el acopio y acondicionamiento de residuos para reciclaje. Actualmente el único registro existente es el reporte de centros de acopio operados por los municipios, sin embargo, si se considera que la mayor parte de la actividad se realiza de forma privada, es claro que esta situación conduce a un subregistro, que impide realizar un análisis de flujo de materiales completo. El registro, para ser completo, tendría que hacerse a partir de una instancia distinta, no enfocada propiamente en temas ambientales, sino en actividades productivas.

Finalmente, el INFCP puso de manifiesto el gran interés que existe por el tema, y el trabajo que los distintos actores realizan en torno al mismo. En la medida en que se logre articular esos esfuerzos será posible avanzar en la solución de esta grave problemática.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de SEMARNAT, PNUMA, INECC e INEGI para el desarrollo del INFCP, así como el de todas y todos los ciudadanos, autoridades, integrantes de la iniciativa privada y la academia que contribuyeron con información y opiniones para el desarrollo del INFCP.

Referencias

ANIPAC, 2022. Anuario estadístico 2021. Ciudad de México, 234 pp.

Geyer, R., 2020. Production, use, and fate of synthetic polymers, in: Letcher, T.M. (Ed.), Plastic Waste and Recycling. Elsevier Inc., Netherlands, pp. 13-32.

- INECC, 2022. Atlas Nacional de Residuos Sólidos Urbanos. chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcgclcfndmkaj/https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/693803/125_2022_Atlas_Nacional_Residuos_Solidos.pdf (acceso 01/04/2023).
- INEGI, 2019. Censo Municipal de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales. https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/ (acceso 01/04/2023).
- Lebreton, L. M. C., van der Zwet, J., Damsteeg, J-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. (2017). River Plastic Emissions to the world's oceans. Nature Communications 8, 15611. https://doi.org/10.1038/ncomms15611
- Plastics Europe, 2022. Plastics – the facts 2022. https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/ (acceso 28/03/2023).
- PNUMA, 2022. De la contaminación a la solución – Una evaluación global de la basura marina y la contaminación por plásticos – Síntesis. https://www.unep.org/es/resources/de-la-contaminacion-la-solucion-una-evaluacion-global-de-la-basura-marina-y-la#:~:text=De%20la%20contaminaci%C3%B3n%20a%20la%20soluci%C3%B3n%3A%20una%20evaluaci%C3%B3n,y%20los%20seres%20humanos.%20Explore%20el%20informe%20interactivo (acceso 30/03/2023).
- UNEP, 2013. An introduction to National Action Plan Development. https://www.unep.org/resources/report/introduction-national-action-plan-development (acceso 30/03/2023).
- UNEP, 2019. Addressing marine plastics: A systemic approach – Recommendations for action. Addressing Marine Plastics: A Systemic Approach – Recommendations for Actions | UNEP - UN Environment Programme (acceso 29/03/2023).
- UNEP, 2020. National Guidance for Plastic Pollution Hotspotting and shaping action. https://plastichotspotting.lifecycleinitiative.org/ (acceso 01/04/2023).
- UNEP, 2022a. Intergovernmental negotiating committee (INC) on plastic pollution. https://www.unep.org/about-un-environment/inc-plastic-pollution (acceso 30/03/2023).
- UNEP, 2022b. UNEA Resolution 5/14 entitled “End plastic pollution: Towards an international legally binding instrument”. chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcgclcfndmkaj/https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/39812/OEWG_PP_1_INF_1_UNEA%20resolution.pdf (acceso 30/03/2023).
- UN-Habitat, 2021. Waste wise cities tool. https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/02/Waste wise cities tool - EN 3.pdf (acceso 01/04/2023).
- SEMARNAT, 2020. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/diagnostico-basico-para-la-gestion-integral-de-los-residuos-2020 (acceso 28/03/2023).
- Zhu, X., Rochman, C., (2022). Emissions Inventories of Plastic Pollution: A Critical Foundation of an International Agreement to Inform Targets and Quantity Progress. Env. Sci. Tech. 56, 3309-3312. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01038.

CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN PLAYAS DE UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA MEXICANA

Cruz-Salas, Arelly Areanely^{1*}; Ojeda-Benitez, Sara¹; Vázquez-Morillas Alethia²; Álvarez-Zeferino, Juan Carlos²; Cruz-Sotelo, Samantha Eugenia³; Moctezuma-Parra, Karen Yazmín²

¹Laboratorio de Residuos Sólidos, Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California. Calle de la Normal S/N Boulevard Benito Juárez, Col. Insurgentes Este, Parcela 44, C.P. 21100, Mexicali, Baja California, México

²Área de Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México

³Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Boulevard Benito Juárez 2500, C.P. 21280, Mexicali, Baja California, México

*cruz.arelly@uabc.edu.mx

Resumen

Las áreas naturales protegidas (ANPs) son ecosistemas decretados con la finalidad de proteger la biota, los servicios ecosistémicos y rasgos culturales. En México, el 81 % de la superficie de las ANPs federales se localizan en costa y mar; las cuales se encuentran afectadas por la presencia de residuos sólidos. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar la concentración de microplásticos en cuatro zonas de playa del ANP Isla Lobos e identificar las fuentes potenciales de contaminación. El muestreo se realizó el 25 de septiembre de 2021, se seleccionaron cuatro zonas con base en su relevancia por contaminación de residuos, en ellas se delimitó un transecto de 100 m y se eligieron 10 puntos aleatorios donde se recolectó la muestra con un muestreador cilíndrico. Las muestras se trataron mediante digestión, tinción y filtración. Las zonas de mayor y menor concentración fueron la zona 4 y la zona 3 con una media de 424,00 y 66,10 piezas/m, respectivamente. Las fibras fueron el tipo de microplástico más abundante en todas las playas. La alta concentración de microplásticos en la zona 4 podría deberse a su cercanía con el embarcadero, al cual arriban lanchas prestadoras de servicios y de pescadores, donde existe la probabilidad de que se dispongan inadecuadamente los residuos derivados de los alimentos que consumen y que éstos den origen a microplásticos. Se recomienda monitorear la concentración de microplásticos, en estas zonas, en diferentes temporadas y considerar otros factores para identificar su origen y establecer estrategias para prevenir o minimizar su presencia.

Palabras clave: microfibras; fragmentos; territorio insular; área de conservación

1. Introducción

Las áreas naturales protegidas (ANPs) son zonas del territorio nacional constituidas por ecosistemas terrestres o acuáticos, que no han sido alteradas por las actividades antropogénicas y que requieren ser conservadas para el mantenimiento de la biodiversidad, aspectos culturales y los servicios ecosistémicos asociados. Hasta la fecha, en México se tiene un total de 536 ANPs (SEDEMA, 2023) de las cuales 186 son de carácter federal con una superficie total de 90 962 486 ha, que a su vez se pueden agrupar en alguna de las siguientes categorías: área de protección de flora y fauna, área de protección de recursos naturales, monumento natural, parque nacional, reserva de la biósfera y santuario (CONANP, 2023).

El 81 % de la superficie de ANPs federales incluye ANPs localizadas en ecosistemas marinos y/o costeros, por lo que se les denomina áreas marinas y costeras protegidas (AMCP) (CONANP, 2023). Aun cuando en

estas zonas el nivel de protección es mayor que el del entorno circundante y cuentan con instrumentos legales (decreto y programa de manejo) para su manejo adecuado, presentan diversas amenazas, tales como pesca ilegal, elevada afluencia turística, introducción de especies exóticas, extracción de vida silvestre y contaminación de suelos, agua y sedimentos, que afectan directamente a sus ecosistemas y la biota que ahí habita (PROFEPA, 2019).

Uno de los tipos de contaminación de mayor preocupación en los ecosistemas marinos y costeros, incluidas las ANPs, es la causada por residuos sólidos, en particular por los residuos plásticos, debido a su larga permanencia en el ambiente. La interacción de los residuos plásticos con factores bióticos y abióticos ocasiona que los plásticos se fragmenten y posteriormente originen microplásticos (MPs) los cuales se definen como partículas de plástico de un tamaño igual o menor a 5 mm, en cualquiera de sus dimensiones.

El ANP Sistema Arrecifal-Lobos Tuxpan se estableció el 5 de junio de 2009, en la categoría de área de protección de flora y fauna (APFF). Tiene un área de 30 571,15 ha, se ubica frente a la costa de Tamiahua y Tuxpan, Veracruz (DOF, 2009) y está comprendida por seis arrecifes (polígono Lobos: Blanquilla, Medio y Lobos; polígono Tuxpan: Tanhuijo, En medio y Tuxpan) con profundidades de entre 1 y 30 m, y por la Isla Lobos (SEMARNAT & CONANP, 2014).

La Isla Lobos tiene una superficie de 30 ha y una elevación de 2.5 m, en ella se permite la realización de actividades turístico-recreativas de bajo impacto ambiental, tales como camping, snorkel, buceo libre, observación de vida silvestre y recorrido en embarcaciones. En la isla habitan una persona que da mantenimiento a la casa de Petróleos mexicanos, una partida de cinco marinos y un farero (SEMARNAT & CONANP, 2014). Estas situaciones la vuelven susceptible a la contaminación MPs los cuales suponen un riesgo para la biota, los ecosistemas y servicios ambientales. Con base en lo anterior, y a que no se han llevado a cabo estudios de MP en la isla, se realizó la presente investigación cuyo objetivo consistió en evaluar la concentración de MP en cuatro zonas de playa de Isla Lobos e identificar las fuentes potenciales.

2. Metodología

La metodología de esta investigación se dividió en tres etapas, las cuales se describen a continuación: selección de las zonas de estudio, muestreo de microplásticos y extracción y clasificación de microplásticos; las primeras dos etapas se realizaron el 25 de septiembre de 2021. Es importante mencionar que durante todo el trabajo de campo y laboratorio se tomaron las medidas sugeridas por Rodríguez-Villa (2022) para evitar la contaminación cruzada.

2.1. Selección de las zonas de estudio

A partir de un recorrido de campo se seleccionaron cuatro zonas (zona 1: alimentación de tortugas y refugio de juveniles, zona 2: de uso público, zona 3: contigua a la de uso público y zona 4: contigua al helipuerto) que a simple vista tenían presencia de microplásticos y residuos sólidos, además de ser importantes para el turismo y la conservación de la biota. Todas cumplieron con los criterios de tener una longitud mínima de 100 m, línea pleamar (marea más alta) definida y ausencia de sedimentos rocosos. En la Figura 1 se muestra la ubicación de la Isla Lobos y las cuatro zonas de estudio.

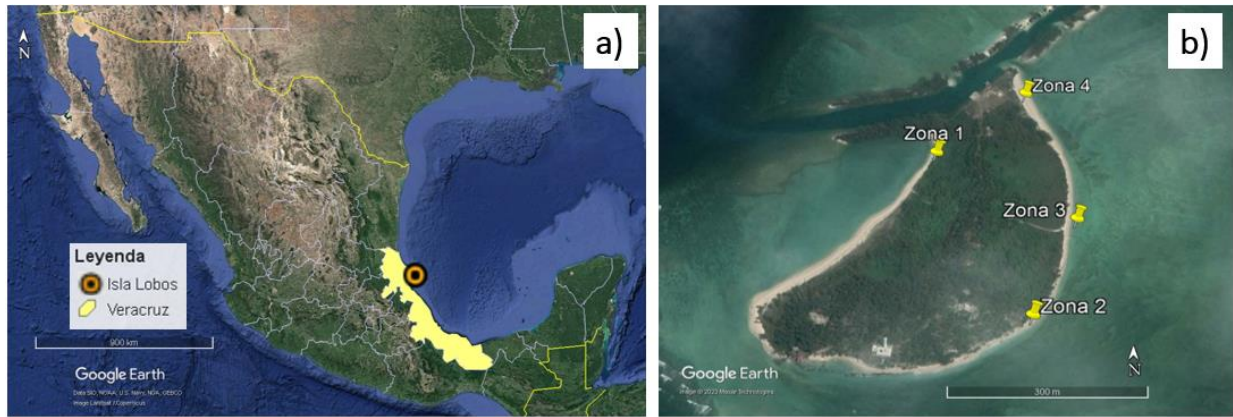


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio: a) Isla Lobos y b) cuatro zonas de playa en Isla Lobos

2.2. Muestreo de microplásticos

Para el muestreo de microplásticos en playa se siguió la metodología propuesta por Alvarez-Zeferino et al. (2020). En primer lugar, se delimitó un transecto de 100 m, paralelo a la pleamar, con una cuerda fijada a los extremos, posteriormente, se seleccionaron en el transecto 10 puntos de manera aleatoria, los cuales se proyectaron hacia la línea pleamar. En cada punto se enterró un muestreador cilíndrico de acero inoxidable, de 20 cm de diámetro y 5 cm de altura, hasta que la parte superior del mismo quedo al nivel de la arena superficial. Para extraer la muestra de arena se deslizó una lámina metálica en la parte inferior del muestreador, los sedimentos se extrajeron y se depositaron en una charola de aluminio.

Como siguiente paso se determinó la masa húmeda de la muestra y se realizó la reducción de volumen, para ello los sedimentos se tamizaron en un set de mallas de acero inoxidable con apertura de 4,75 y 1,00 mm. El material retenido en la malla de 1,00 mm se envolvió en papel aluminio y se guardó en bolsas de cierre hermético etiquetadas, que se trasladaron al laboratorio para su procesamiento.

2.3. Extracción y clasificación de microplásticos

Las muestras de sedimentos, comprendidas en su mayoría por material calcáreo, se trataron a través de un proceso que incluyó las etapas de digestión, tinción y filtración al vacío, esto se adaptó de lo empleado por Frias et al. (2020) y Wang et al. (2020). Cada una de las muestras se transfirió a vasos de precipitado de vidrio y se les adicionó HNO_3 al 10% en una proporción de 2:1 (reactivo: muestra) en volumen, los vasos se cubrieron con papel aluminio y se sometieron a calentamiento a 60 °C por 24 h. Pasado el tiempo las muestras se revisaron y si los sedimentos aún no se encontraban digeridos, se les agregó aproximadamente 10 ml más de reactivo y se sometieron nuevamente a calentamiento. Este proceso se repitió hasta que el material calcáreo se disolvió por completo.

Posteriormente a la muestra digerida se le agregaron siete gotas de colorante rojo Nilo con una concentración de 500 $\mu\text{g}/\text{ml}$ y se dejó reposar durante aproximadamente 24 horas a temperatura ambiente. La solución se filtró al vacío con membranas de celulosa con tamaño de poro de 0,45 μm . Las membranas se observaron al microscopio óptico, con el objetivo 4X, y una lámpara de luz UV; se contaron los MP presentes y se determinó su tipo y tamaño. Las concentraciones de MP se calcularon en términos de piezas por metro lineal.

2.4. Identificación de fuentes potenciales de microplásticos

A partir del trabajo de campo y de la revisión bibliográfica del plan de manejo y el decreto del ANP se identificaron actividades o fenómenos que estuvieran potenciando la generación y distribución de microplásticos en las zonas de playa de Isla Lobos.

3. Resultados y discusión

En este apartado se muestran los principales hallazgos de la investigación de microplásticos en las cuatro zonas de playa de Isla Lobos. En primer lugar, se habla de las concentraciones, posteriormente de las características de los microplásticos y también se hace una comparación de los niveles de concentración de microplásticos con lo encontrado en otras islas del país.

3.1 Concentraciones de microplásticos

En la Tabla 1 se muestran las concentraciones de microplásticos en unidades de piezas por metro lineal. De manera general se observa que el orden decreciente de las concentraciones de MP fue zona 4 > zona 1 > zona 2 > zona 3.

Tabla 1. Valores estadísticos de la concentración de microplásticos por zona de playa (piezas/m)

Zona	Intervalo	\bar{x} (media)	M (mediana)	σ (desviación estándar)	% de variación
Zona 1: alimentación de tortugas	35,00 – 1 260,00	247,00	152,50	363,50	147,20
Zona 2: de uso público	10,00 – 203,00	71,20	55,50	64,00	89,90
Zona 3: contigua a la de uso público	5,00 – 132,00	66,10	72,00	37,60	56,80
zona 4: contigua al helipuerto	0,00 – 1 055,00	424,00	262,50	415,20	97,90

La elevada concentración de MP en la zona 4 se asocia a que cerca de ésta se encuentra el embarcadero el cual es un lugar de tránsito continuo de personas, pues ahí arriban las embarcaciones de pescadores, prestadores de servicios, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y los marinos. Una conjetura es que quizá los usuarios de las embarcaciones durante su paso por la zona desechen residuos de los alimentos que consumen, incluidos los plásticos, de manera inadecuada, ya que en la Isla no hay contenedores de residuos debido a que no ésta permitida la entrada de plásticos de un solo uso. Sin embargo, durante el trabajo de campo se observó que algunos turistas llevaban este tipo de artículos.

Por su parte la alta concentración de microplásticos en la zona 2 se atribuye a que éstos provienen de los residuos transportados por las corrientes marinas, ya que en esta zona el acceso al público general no ésta permitido y además durante el trabajo de campo también se observó la presencia de residuos que no son típicos del turismo, tales como rejas de refrescos y calzado.

En México, la investigación de microplásticos en islas pertenecientes a ANP ha sido poco abordada, ya que hasta el momento sólo se tienen identificados dos estudios, el primero se realizó en la Isla Holbox, en 2018, perteneciente al Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Yum Balam; el promedio de concentraciones encontradas fue de $49,38 \pm 45,55$ piezas/m² (Cruz-Salas et al., 2022). El segundo trabajo fue el realizado en las Islas Cabo Pulmo y Espíritu Santo, de las cuales la primera es un ANP de la categoría Parque Nacional (PN), en esa isla se encontró una concentración media de MP de $113,17 \pm 80,97$ piezas/100 g (Arreola-Alarcón et al., 2022). Los resultados de estos estudios no se pueden comparar con lo encontrado en Isla Lobos debido a las diferencias en las unidades de concentración y a la metodología empleada, esto último solo aplica para el caso de Cabo Pulmo.

Aunado a lo anterior Peralta-Peláez et al. (2022) realizaron un estudio de contaminación plástica en playas de las islas del Sistema Arrecifal Veracruzano, un ANP en la categoría de PN. Aunque la investigación abordó en general a los residuos plásticos es importante resaltar que algo que se encontró en cuatro islas fueron fragmentos de plástico con porcentajes de entre el 20 % y 65 %, que pueden ser considerados precursores de microplásticos.

3.2. Características de los microplásticos

Los tipos de microplásticos se muestran en la Figura 2, en primer lugar, se puede observar que los MP encontrados en las cuatro zonas de muestreo corresponden a MP secundarios, es decir, aquellos que son originados por la fragmentación de los macroplásticos. De los MP secundarios, los de mayor proporción en todas las zonas son las fibras con un porcentaje promedio de 78,20 %, mientras que los de menor presencia son los espumados (media del 2,36 %).

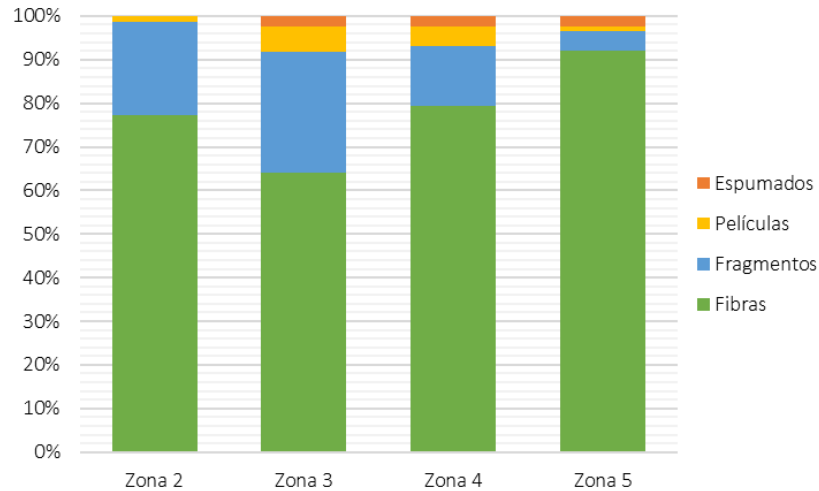


Figura 2. Proporción de los tipos de microplásticos por zona de estudio (piezas)

Respecto a los tipos de MP en los dos estudios de MP en islas ubicadas en ANP, el realizado en Isla Holbox reportó que el tipo más común fue fragmento con 65 % en promedio, esto podría deberse a que en esta investigación no se analizaron MP pequeños, es decir, menores a 1 mm, sino solo la fracción de 1,00 a 5,00 mm y eso limita a únicamente enfocarse en lo que es detectable por el ojo humano a simple vista. Por su parte en el estudio de Cabo Pulmo el tipo de MP más abundante fue fibra (no se especifica el porcentaje), la presencia de este MP se asoció a las actividades deportivas realizadas en el mar (kayak, snorkel y buceo) y a las actividades económicas a gran escala, tales como los viajes o tours y las actividades de pesca.

En el caso del presente estudio, la presencia de fibras se atribuye a la descarga de aguas residuales que se hace en la zona aledaña a la isla, la Laguna de Tamiahua, las cuales provienen de una localidad del mismo nombre en la que hasta el momento su PTAR no opera (Gobierno de Tamiahua, 2022) y por lo tanto vierten sus aguas, principalmente domésticas, hacia la laguna. Éstas pueden contener una elevada cantidad de fibras sintéticas del lavado de ropa.

Con relación al tamaño de los microplásticos (Tabla 2) éste fue muy variable, las fibras fueron las que se encontraron en tamaños más pequeños que iban desde 0,03 mm a 1,90 mm, el intervalo de tamaño de los fragmentos fue de 0,06 – 4,72 mm, las películas se encontraron entre 0,10 y 4,44 mm y los espumados entre 0,20 y 5,00 mm. El tamaño pequeño de los MP indica que estos han estado continuamente en contacto con diversos factores, bióticos o abióticos, que han ocasionado la fragmentación hasta dar lugar a piezas cada vez más pequeñas.

Tabla 2. Tamaño de cada tipo de microplástico por zona de estudio (mm)

Zona	Fibras	Fragmentos	Películas	Espumados
Zona 1: alimentación de tortugas	0,15 – 1,90	0,32 – 4,72	0,10 – 1,90	N.A.
Zona 2: de uso público	0,03 – 1,77	0,06 – 5,00	0,17 – 0,24	2,02 – 5,00
Zona 3: contigua a la de uso público	0,03 – 1,08	0,16 – 5,00	0,15 – 0,27	2,34 – 4,94
Zona 4: contigua al helipuerto	0,04 – 0,58	0,72 – 1,80	4,44 ¹	0,20 – 0,700

3.3. Identificación de fuentes de contaminación microplástica

A partir de los resultados obtenidos y del trabajo de campo se identificó que los microplásticos presentes en Isla Lobos pueden ser resultado de:

1. La gestión inadecuada de residuos plásticos derivados del empleo de plásticos de un solo uso (PUSU) en la isla, lo cual está relacionado a la falta de cumplimiento de las reglas establecidas sobre la prohibición de la introducción de PUSU por parte del turismo
2. La descarga de aguas residuales domésticas, conteniendo fibras del lavado de ropa, a la Laguna de Tamiahua que es la zona de influencia de Isla Lobos
3. Lo transportado por las corrientes marinas desde localidades costeras hacia la zona de playa de la isla

No obstante, hace falta un monitoreo periódico en el que se tomen en cuenta factores ambientales para evaluar si los niveles de concentraciones cambian y la manera en qué se comportan. Esto además ayudaría a hacer una mejor identificación de las fuentes potenciales de MP.

4. Conclusiones

Las ANPs cuentan con instrumentos legales en materia ambiental, sin embargo, están expuestas a la contaminación por MP; tal como lo evidencia la presente investigación en Isla Lobos, un ANP localizada en el Golfo de México, donde en todas las zonas de estudio hubo presencia de este contaminante. Los MP estudiados presentaron variedad tanto en tamaño (0,03 – 5,00 mm) como en tipos (fibras, fragmentos, espumados y películas), estas características son información relevante para identificar su posible origen.

La presencia de los MP en la Isla Lobos se asoció a tres fuentes principales (gestión de residuos, descarga de aguas residuales y transporte de corrientes marinas), sin embargo, se considera necesario realizar un monitoreo continuo de estas partículas en las mismas zonas de estudio para evaluar los factores presentes, así como la tendencia que siguen los resultados para identificar con mayor certeza las fuentes de MP. Estos resultados pueden tomarse como línea base sobre el estado de la contaminación por MP en sedimentos de playa de la isla.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen el patrocinio recibido por la empresa Polymer Solutions S.A. de C.V. para la realización del presente estudio, así como el apoyo brindado, durante el trabajo de campo, por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas del Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan.

6. Referencias

Alvarez-Zeferino, J.C., Cruz-Salas, A.A., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S., 2020. Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches. Rev. Int. Contam. Ambient. 36,

151–164. <https://doi.org/10.20937/RICA.2020.36.53540>

Arreola-Alarcón, I.M., Reyes-Bonilla, H., Sakthi, J.S., Rodríguez-González, F., Jonathan, M.P., 2022. Seasonal tendencies of microplastics around coral reefs in selected Marine Protected National Parks of Gulf of California, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 175: 113333. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113333>

CONANP - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2023. Áreas Naturales Protegidas decretadas [WWW Document]. URL http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm (acceso 25/01/2023).

Cruz-Salas, A.A., Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benitez, S., Cruz-Sotelo, S.E., Vázquez-Morillas, A., 2022. Solid waste and microplastics on the beaches of Holbox island, Mexico. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 53: 102423. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2022.102423>

DOF - Diario Oficial de la Federación, 2009. DECRETO por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Área de Protección de Flora y Fauna, la región conocida como Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, localizada frente a las costas de los municipios de Tamiahua y Tuxpan, en el Estado de Veracruz [WWW Document]. URL https://simec.conanp.gob.mx/pdf_decretos/132_decreto.pdf (acceso 11/01/2023).

Frias, J.P.G.L., Lyashevskaya, O., Joyce, H., Pagter, E., Nash, R., 2020. Floating microplastics in a coastal embayment: A multifaceted issue. *Mar. Pollut. Bull.* 158: 111361. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111361>

Gobierno de Tamiahua, 2022. Gobierno de Tamiahua toma acuerdos para resolver problemas de drenaje y alcantarillado [WWW Document]. URL <http://www.tamiahua.gob.mx/gobierno/gobierno-de-tamiahua-toma-acuerdos-para-resolver-problemas-de-drenaje-y-alcantarillado/> (acceso 11/02/2023).

Peralta-Peláez, L., Santander-Monsalvo, J., Garelli-Ríos, O., Rivera-Garibay, O.O., 2022. Amenaza plástica: un problema en las costas veracruzanas [WWW Document]. URL https://www.greenpeace.org/static/planet4-mexico-stateless/2022/06/e90b11ff-amenazaplastica_reportelargo.pdf (acceso 12/02/2023).

PROFEPA - Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, 2019. Áreas Naturales Protegidas con ecosistemas marinos y costeros [WWW Document]. URL <https://www.gob.mx/profepa/acciones-y-programas/areas-naturales-protegidas-56539> (acceso 12/02/2023).

Rodríguez-Villa, A.G., 2022. Comparación cuantitativa de la presencia de microfibras plásticas en distintas bebidas comerciales. Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Azcapotzalco.

SEDEMA - Secretaría del Medio Ambiente, 2023. ¿Qué son las ANP? [WWW Document]. URL <http://www.sadsma.cdmx.gob.mx:9000/rally/pex/assets/pages/anp.php> (acceso 12/02/2023).

SEMARNAT & CONANP - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2014. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. Distrito Federal. URL https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/132_libro_pm.pdf (acceso 11/02/2023).

Wang, T., Hu, M., Song, L., Yu, J., Liu, R., Wang, S., Wang, Z., Sokolova, I.M., Huang, W., Wang, Y., 2020. Coastal zone use influences the spatial distribution of microplastics in Hangzhou Bay, China. *Environ. Pollut.* 266: 115137. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115137>



CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN LA ESTACIÓN DE TRANSFERENCIA DE IZTAPALAPA MÉXICO

Aguirre Santos, Jhoana Alejandrina; Álvarez Zeferino, Juan Carlos, Cruz Salas, Arely Areanely, Vázquez Morillas, Alethia

Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas Delegación Azcapotzalco, CDMX, C.P. 02200, Tel: 53182196

*al2172003237@azc.uam.mx

Resumen

Los estudios de caracterización de residuos sólidos urbanos sirven para determinar aspectos tales como: su composición, nivel de degradación y propiedades fisicoquímicas. En la problemática actual relacionada con los residuos sólidos destacan los plásticos, que son utilizados en diferentes aplicaciones. El objetivo de esta investigación fue identificar la proporción de los residuos plásticos, por tipo y aplicación, de la estación de transferencia Iztapalapa, de la Ciudad de México, para sugerir estrategias viables para su aprovechamiento.

La investigación comprendió tres etapas, la primera fue en la estación de transferencia de Iztapalapa, donde se obtuvo una muestra de residuos, la segunda etapa fue la obtención de la composición en subproductos, incluidos los plásticos, y la tercera consistió en la clasificación de los plásticos por aplicación y por polímero. En el primer caso, los residuos plásticos más sobresalientes en términos de masa fueron las bolsas (26,11 %), otros plásticos (23,39%), que comprendía residuos como globos, ligas, plásticos quemados, entre otros) y envases (15,18%). En cuanto a la clasificación por polímero los tres más relevantes fueron polietilenos (PE) con 30,67 %, polipropileno (PP) con 23,56 % y poliestireno (PS) con 17,51 %. Como estrategia se sugieren programas de retorno de envases para evitar que los residuos plásticos vayan a disposición final de forma directa, así como, incremento en los impuestos para los productores y consumidores de plásticos de un solo uso, con la finalidad de que la producción y venta disminuyan.

Palabras clave: *bolsas; clasificación; aprovechamiento; estrategias.*

1. Introducción

Los plásticos son productos orgánicos compuestos por largas moléculas de carbono (C), hidrogeno (H) y oxígeno (O), entre otros elementos. Son materiales formados por la unión repetitiva de miles de átomos que forman moléculas de gran tamaño, conocidas como macromoléculas. Los plásticos pueden producirse a partir de recursos naturales renovables (plantas, algas y microorganismos) o pueden ser sintéticos obtenidos mediante reacciones de polimerización a partir de derivados de petróleo (SEMARNAT and INECC, 2020).

En el 2021, de acuerdo con la información de Plastics Europe la producción de plásticos alcanzó los 390,7 millones de toneladas, de las cuales China produce el 32 %, el resto de Asia el 20 %, seguido de Norteamérica (Canadá, EUA y México) con el 18 %, Europa 15 %, Oriente Medio, África (8 %), América Latina (4 %) y la Comunidad de Estados Independientes (CEI) con el 3 % (PlasticsEurope, 2022).

En cuanto a México el consumo aparente es de 5 917 000 t/año. Del cual se estima que el 44,7 % es utilizado para envases y empaques, que son aproximadamente 2 644 900 t/año (ANIPAC et al., 2021).

Por otra parte, los residuos plásticos se pueden definir como cualquier elemento fabricado de estos materiales que es descartado por su propietario al no encontrarle valor o utilidad; una de las características más importantes de este tipo de residuos es su larga duración, es decir, su baja degradación.

Los impactos de los plásticos tienen origen desde el inicio de su ciclo de vida. Una vez que los plásticos llegan al ambiente en forma de macro o microplásticos, se dispersan y se acumulan en las cadenas alimentarias a través de los suelos agrícolas, los ecosistemas terrestres y acuáticos, así como a través del suministro de agua (Amaral-Zettler et al., 2015).

Otra consecuencia de los residuos plásticos es la alteración de los paisajes naturales por el abandono de los residuos, lo cual provoca un aspecto desagradable y existe la posibilidad de la atracción a la fauna nociva como es el caso de las ratas y ratones.

Actualmente existen diferentes tecnologías para el aprovechamiento de los residuos plásticos con la finalidad de obtener nuevos bienes materiales, una de estas alternativas es el reciclaje, el cual se puede llevar a cabo en diferentes niveles (SEMARNAT and INECC, 2020):

- Como material, en el cual su estructura no se modifica ya que los residuos plásticos pueden ser fragmentados en gránulos y procesados como nuevos artículos a través de procesos físicos
- Como compuestos básicos, modificando su estructura química, los cuales pueden ser transformados en resinas para ocuparse en la producción de plásticos
- Como fuente de energía, los residuos son incinerados y se aprovecha su contenido energético

El objetivo de este estudio fue identificar la proporción de los residuos plásticos, por tipo y aplicación, de la estación de transferencia Iztapalapa, Ciudad de México, para sugerir estrategias viables para su aprovechamiento

2. Metodología

El desarrollo del proyecto se dividió en tres etapas, las cuales se muestran en la Figura 1.

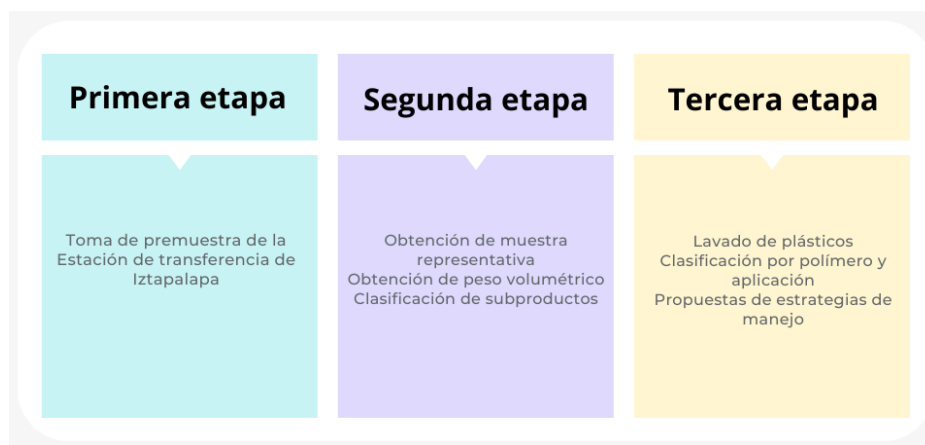


Figura 1 Metodología para la caracterización de residuos plásticos

2.1 Primera Etapa

En esta etapa solo se tomó la muestra de los residuos. El 7 de septiembre del 2022 se realizó la recolección de residuos en cinco contenedores de 200 L cada uno en la estación de transferencia de Iztapalapa. En la Tabla 1 se muestra la procedencia de los camiones que llegaron a la estación de transferencia.

Tabla 1 Procedencia de los camiones recolectores

Número de contenedor	Hora	Procedencia
1	12:20	Cerro de la estrella Col. El Manto
2	12:33	Guadalupe del Moral
3	12:50	Ampliación Polvorilla
4	12:57	La quebrada, Col. Citlalli
5	13:17	Col. El triángulo, Benito Juárez

2.2 Segunda Etapa

En esta etapa se obtuvo una muestra representativa, el peso volumétrico y la clasificación de subproductos. La muestra representativa se obtuvo por el método de cuarteo, conforme a la norma NMX-AA-15-1985 (DOF, 1992). En una superficie plana se marcó un cuadrante de 4m x 4m y se extendió la premuestra procurando que las bolsas que se encontraban cerradas fueran abiertas con el fin de integrar su contenido, para posteriormente homogenizar con palas. Después de haber mezclado la premuestra se dividió en cuatro cuadrantes, de los cuales se eliminaron dos cuadrantes opuestos, este proceso se repitió varias veces hasta que se obtuvieron 30 kg de masa representativa.

El cálculo del peso volumétrico consistió en tomar un contenedor de 200 L y llenarlo con los residuos eliminados, sin compactarlos, después se levantó a una altura de aproximadamente 10 cm y se dejó caer tres veces. Se determinó su masa y se midió el diámetro para obtener el volumen que ocupaban los residuos del contenedor. Los pesos volumétricos se calcularon con la siguiente ecuación:

$$P_v = \frac{P}{V}$$

Dónde:

PV= peso volumétrico del residuo sólido, en kg/m³

P = masa de los residuos sólidos (peso bruto menos tara), kg

V= volumen del recipiente, m³

2.2.3 Clasificación de subproductos

A partir de la muestra representativa que se obtuvo del cuarteo los residuos se clasificaron en siete categorías las cuales a su vez estaban comprendidas por un total de 29 subproductos.

Después los residuos se distribuyeron sobre una mesa y de forma manual se seleccionaron cada uno de los subproductos, los cuales se almacenaron en bolsas previamente etiquetadas. Éstas se pesaron para obtener su masa y posteriormente se determinó su proporción con respecto al total de la masa.

2.3 Tercera etapa

En esta última etapa se desarrollaron las actividades de lavado y desinfección de plásticos, clasificación por aplicación y tipo de polímero y la propuesta de estrategias para su manejo.

Los plásticos obtenidos en la clasificación anterior se remojaron para eliminar impurezas, se desinfectaron con cloro y posteriormente se lavaron con detergente, luego se enjuagaron con agua, se secaron por 24 horas a temperatura ambiente y después se almacenaron en un contenedor. La clasificación por tipo de

polímero se realizó mediante tres métodos semi empíricos, el primero de ellos fue la identificación visual, la cual consistió en revisar sus códigos plásticos y/o nombre de polímero (Tabla).

Tabla 2 Clasificación por polímero

Polímero	Código de identificación
PET	1
PE	2, 4
PVC	3
PP	5
PS	6
Otros	7
Mixtos	No aplica
No identificados	No aplica

El segundo método consistió en la prueba de flotación con agua, la cual se realizó solo para los plásticos que no fueron identificados con el primer método. Para esta prueba se cortó una pieza pequeña de cada residuo plástico y se colocó en un vaso con agua, se agitó por aproximadamente un minuto y después se observó si flotaba o se hundía, ya que plásticos como el PS expandido, PE y el PP flotan debido a que su densidad es menor a la del agua, en cambio el PVC, PS rígido y PET se hunden ya que su densidad es mayor.

Por último, el tercer método consistió en la prueba de flama, solo se realizó para aquellos residuos plásticos que no flotaron en la prueba anterior, en esta prueba se analizó el color de la flama, así como el color y olor del humo.

Para la clasificación por aplicación, todos los residuos plásticos se identificaron de acuerdo con sus usos comunes, se agrupó en categorías de acuerdo con la Tabla 3.

Tabla 3 Categorías para la clasificación de residuos plásticos por aplicación

Clasificación por aplicación				
Desechables de unisel	Bolsa metalizada	Película de embalaje	Envolturas y etiquetas	Domo
Desechables y popotes	Bolsa de acarreo	Adhesivos	Envases de alimentos	Plásticos peligrosos
Tapas de envases de bebidas	Bolsa recta	Polipapel	Botellas para bebidas	Fragmentos
Tapas para alimentos	Bolsa de alimentos	Hule	Envases de dulces	Otros
Tapas de vasos para bebidas	Bolsas para envasado de otros productos	Rafia y cuerda	Envases de producto de higiene personal	
Otras tapas	Otras bolsas	Cubrebocas	Blíster	

Para todos los residuos plásticos que fueron clasificados por aplicación y tipo de polímero, se determinó su masa y su proporción. Finalmente se identificó cuáles de todos los residuos plásticos anteriormente clasificados son susceptibles de aprovechamientos y con base en ellos se propusieron estrategias de manejo diseñadas con base en la Ley General para la Prevención Y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) (DOF, 2021) y la Fundación Ellen MacArthur la cual ha desarrollado el documento de Nueva economía respecto a los plásticos (Fundación Ellen MacArthur, n.d.)

3. Resultados

3.1 Peso volumétrico

Los resultados del peso volumétrico de la ET de Iztapalapa se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4 Peso volumétrico de la muestra representativa

Peso volumétrico (kg/m ³)	1	2	3
	279,24	272,40	291,46
Peso volumétrico promedio (kg/m ³)	281,03		
Desviación estándar	9,66		

El peso volumétrico obtenido es mayor al reportado en el promedio nacional el cual fue de 140,77 kg/m³ esto puede deberse a que los residuos se encontraban húmedos y por lo consiguiente pudo aumentar su masa.

3.2 Caracterización de residuos plásticos

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en las dos clasificaciones de plásticos que se realizaron.

Los plásticos representaron el 13,75 % de la clasificación de subproductos siendo el tercer subproducto de mayor proporción, después de sanitarios con un 20,84 % y los orgánicos 39,33 %

3.2.1 Clasificación por aplicación

En la Figura 2 se observa que la categoría que más residuos plásticos presentó fueron las bolsas, con un 26,11 %, seguida de otros con un 23,39 % (la cual comprendía subcategoría como globos, guantes cotonetes, por mencionar algunos) y los envases con un 15,18 %. Por otro lado, los de menor porcentaje fueron los hules, adhesivos y plásticos potencialmente peligrosos, con un 0,30 %, 0,64 % y 0,71 % respectivamente.

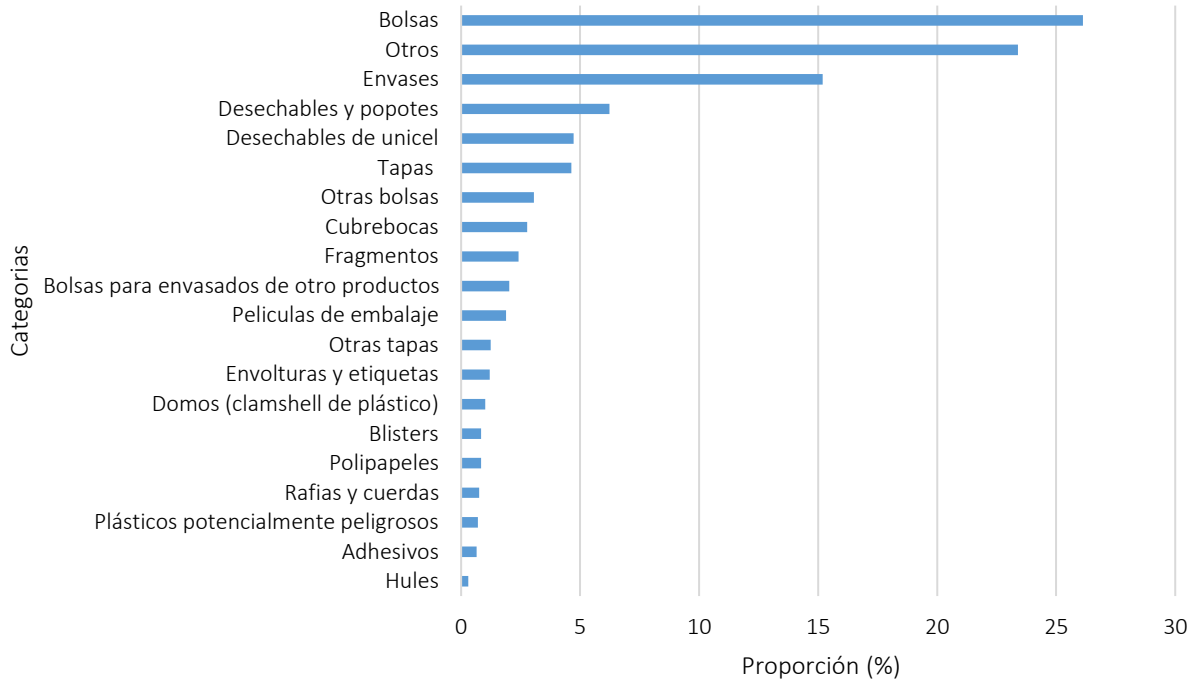


Figura 2 Proporción en masa para la clasificación por aplicación

3.2.2 Clasificación por polímero

En la Figura 3 se muestran los porcentajes en masa de las ocho categorías de la clasificación, en el caso de la categoría de mixtos, eran aquellos los cuales además de tener plástico contenían otro tipo de materiales como papel o metal. En el caso de la categoría de no identificados, ésta correspondió a plásticos que no tenían códigos de identificación y en la prueba de flotación y flama no fue posible identificarlos.

La categoría que presentó una mayor proporción fue el polietileno (PE) con un 30,67 %, seguido del polipropileno (PP) con un 23,56 %, la categoría más baja fue la del polietileno tereftalato (PET) con un 23,56 %.

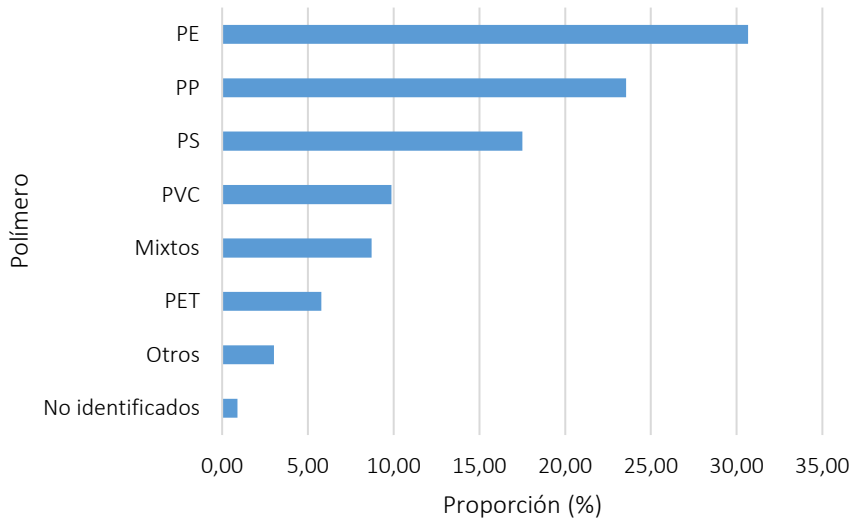


Figura 3 Proporción en masa para la clasificación por polímero

3.3 Propuestas de estrategia para su manejo

A continuación, se presentan una serie de estrategias para el manejo de residuos plásticos divididos por aplicación y por polímero.

3.3.1 Por aplicación

Una de las propuestas es sustituir por empaques reusables, reciclables o composteables, esta idea actualmente ya se encuentra planteada en la Ciudad de México (CDMX), sin embargo, aún no se ha llevado al cabo del todo, por lo que se sugiere que se implemente de forma urgente y se cumpla sin excepción.

Debido a que actualmente no es posible vivir sin los plásticos, lo recomendable es disminuir el consumo, empezando con la población debido a que ahí se genera la demanda de productos, los cuales deberían poder observar de manera sencilla las formas de reutilizar, reciclar o compostear, si es el caso, al final de la vida útil del producto adquirido. Por lo que como consecuencia las empresas se verán obligadas a modificar sus productos, siempre y cuando los sistemas calidad prueben las condiciones para su biodegradabilidad, ya que no todos los plásticos pueden ser biodegradables.

Otra forma es regular los plásticos catalogados como composteables que entran a México desde el extranjero, mediante el organismo de las aduanas, lo cual consistiría, en realizar pruebas de calidad al producto, con el fin de asegurar que cumple con las condiciones a la que debe ser expuesto para su compostabilidad, también podrían someterse los productos a pruebas rápidas con el fin de identificar si su composición química difiere de los plásticos convencionales, realizando pruebas de espectroscopia infrarroja.

Los residuos plásticos podrían recogerse de forma separada, o seleccionarse y someterse a una limpieza con el fin, de identificar residuos aprovechables una de las opciones podría ser que la misma población los entregara ya limpios.

3.3.2 Por polímero

Actualmente en la CDMX existen diferentes centros de acopio donde es posible llevar los diversos tipos de polímeros para su reciclaje. Otra opción viable es establecer de manera obligatoria impuestos a la producción y uso de plásticos de un solo uso con el fin de que su empleo disminuya, también podrían ofrecerse subsidios o incentivos a las empresas para que estas cambien o modifiquen sus embalajes, ya que, en su mayoría, son de un solo uso.

Otra opción es la valorización energética, en cual podrían entrar las categorías de otros, no identificables, mixtos y los potencialmente peligrosos, aprovechando su poder calorífico esto evitaría que sean llevados a destinos de disposición final.

4. Conclusiones

Los residuos plásticos generan un problema severo por una disposición inadecuada al final de su vida útil. En la presente investigación se logró caracterizar con métodos semi empíricos, los residuos plásticos que se reciben en la estación de transferencia de Iztapalapa. La información obtenida resulta relevante ya que las caracterizaciones permitieron conocer los residuos plásticos más comunes en los RSU, tanto por aplicación como por polímero.

La clasificación por aplicación permitió observar qué tipo de residuo plástico fue el más común, como es el caso de los desechables de unicel, bolsas de acarreo y camiseta, bolsas metalizadas y bolsas de alimentos, las cuales en la muestra se presentaron de forma mayoritaria.

La clasificación por polímero se basó en tres métodos: el primero consistió en identificación visual de acuerdo con su código, los otros dos fueron los métodos semi empíricos (flama y flotación) que solo se realizaron para los residuos que no contaban con el código, y así poder clasificarlos de forma sencilla. Esto

método es útil ya que existen características en los plásticos que permiten determinar de qué tipo de polímero está hecho. En esta categoría, el PET fue uno de los residuos que se encontró en menor proporción (5,78 %) ya que como es bien sabido es uno de los que se presenta en mayor interés del mercado del reciclaje y por ende también a la hora de hacer la pepena de residuos valorizables. En cambio, el PE se presentó en un 30,67 %, seguido del PP con un 23,56 %, los cuales se presentaron en mayor proporción; una de las causas viables podría ser que su valorización no es tan conocida actualmente.

Por otro lado, se propusieron estrategias para ambas clasificaciones, las cuales permitirían ampliar el panorama de los residuos plásticos. En el caso de la clasificación por aplicación se propusieron estrategias para sustituir empaques convencionales por reusables, reciclables o composteables.

Para la clasificación por polímero, se propusieron impuestos sobre la producción y consumo de plásticos de un solo uso, así como también acercarse a los centros de acopio que existen con la finalidad de evitar llevarlos a los sitios de disposición final sin previa valorización

Referencias

- Amaral-Zettler, L.A., Zettler, E.R., Slikas, B., Boyd, G.D., Melvin, D.W., Morrall, C.E., Proskurowski, G., Mincer, T.J., 2015. The biogeography of the Plastisphere: Implications for policy. *Front Ecol Environ* 13, 541–546. <https://doi.org/10.1890/150017>
- ANIPAC, ASOCIACIÓN NACIONAL DE INDUSTRIA DEL PLÁSTICO, ANIQ, A.N. de la I.Q., ANPRAC, I.M. de B., CCE, C.C.E., 2021. 2° Informe del acuerdo nacional para la nueva economía del Plástico en México.
- DOF, DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN., 2021. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- DOF, DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN., 1992. Norma Mexicana NMX-AA-15-1985. Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - muestreo - método del cuarteo.
- Fundación Ellen MacArthur, n.d. *Plastics in a Circular Economy* [WWW Document]. URL <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/plastics/overview> (acceso 9.21.22).
- PlasticsEurope, 2022. *Plastics-Situación en 2022*.
- SEMARNAT, SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES., INECC, INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO., 2020. *Panorama General de las Tecnologías de el reciclaje de plásticos en México y en el Mundo*.

CUANTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS Y EVALUACIÓN DE SU TOXICIDAD EN UN SUELO AGRÍCOLA DEL ESTADO DE MÉXICO

Velasco Pérez, Maribel*; Espinosa Valdemar, Rosa María; Aquino Hernández, Luis Román

Área de Tecnologías Sustentables, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México

* mvp@azc.uam.mx

Resumen

La contaminación en suelos por microplásticos (MP) aumenta debido a la mala gestión de residuos sólidos urbanos. En este trabajo se cuantificaron MP en un suelo agrícola de México. La milpa en la que se realizó el muestreo de suelo tiene una extensión de 1980 m² y se ubica en la zona central de México. Los MP identificados se cuantificaron y clasificaron de acuerdo con su forma, tamaño y color. Después se realizaron pruebas de fitotoxicidad, siguiendo la guía OECD 208, con los MP encontrados y sintéticos (PET, PEBD y PEAD). Los sintéticos se cortaron de piezas de plástico de mayor tamaño. Se utilizó como especie indicadora maíz forrajero. La prueba de fitotoxicidad duró 21 días y se realizó con suelo de la milpa, suelo de invernadero y control. Al concluir la prueba se midió la longitud y biomasa del maíz. Se identificaron 4.17 ± 4.64 piezas de MP por kg de suelo seco. En la clasificación predominaron, los MP con tamaño entre 0.1-1.00 mm, el color blanco y la forma de fragmento rígido. En la evaluación de toxicidad no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las plantas que crecieron con y sin MP, por lo que se infiere que no hay un efecto tóxico de los MP en el crecimiento del maíz. Se recomienda investigar con mayor profundidad el efecto tóxico de los MP en suelo y establecer un método de muestreo para obtener resultados comparables al investigar el efecto de MP en suelos agrícolas.

Palabras clave: agricultura; especie indicadora; microplásticos; suelo; toxicidad.

1. Introducción

Los microplásticos (MP) son pequeñas partículas, con tamaño menor a 5 mm, provenientes de plásticos (García Regueiro, 2019). Esta clasificación abarca las nanopartículas que constituyen fragmentos menores a 100 nanómetros (FAO, 2017). Los MP se pueden clasificar en dos tipos: los primarios que se fabrican específicamente para algún producto como dentífricos, y los secundarios que se desprenden de algún material plástico por deterioro o mal uso, por ejemplo, las microfibras de los textiles (García Regueiro, 2019).

El tema de MP se comenzó a estudiar a finales del siglo XX, la primera mención de este término fue en los años setenta (Carpenter y Smith, 1972). La presencia de MP puede afectar a los seres vivos de diversas formas, principalmente al ser ingeridos y transferirse a lo largo de la cadena trófica, al interactuar en la incorporación de otros contaminantes y al proporcionar hábitats para la colonización de invertebrados, bacterias y virus (Correa Pérez, 2020). Actualmente se ha demostrado que estos contaminantes están distribuidos en el suelo, cuerpos de agua, aire, mar, playas, dentro de la cadena trófica y en aguas residuales (ONU, 2018).

Las formas más comunes en que los MP entran a cuerpos de agua son las descargas de aguas residuales, escorrentías de tierras usadas para la agricultura y desborde de ríos debido a las lluvias (Sarijan *et al.*, 2020). La distribución de MP en el océano está relacionada con su ubicación, vientos predominantes, corrientes oceánicas, estaciones del año y actividades humanas. En el norte y sur de América se han encontrado entre 0.16 y 3437.94 piezas de MP/m³ (Sarijan *et al.*, 2020). El método más frecuente para la separación de MP de muestras de agua y sedimentos es la filtración o tamizado, en este el tamaño de poro o la luz de malla determinan la dimensión de los MP que se pueden detectar (Correia Prata *et al.*, 2019).

La atmósfera es una vía importante por la que muchos de los materiales suspendidos (entre ellos los MP) se transportan regional o globalmente dependiendo de algunos factores como la velocidad y dirección del viento, las corrientes de aire y turbulencias. Los MP son depositados en el suelo por precipitación (deposición húmeda, incluida lluvias y nevadas), en Norteamérica la nieve es considerada un factor importante de deposición de MP en zonas urbanas o en el mar (Zhang *et al.*, 2020).

En los suelos hay diferentes fuentes de MP, algunas de ellas son la basura en las carreteras, los tiraderos ilegales al aire libre y el desgaste de neumáticos, estas conducen directamente a un aumento de los niveles de MP en suelos (Zhou *et al.*, 2020). Otros factores importantes que impulsan la contaminación por MP en el suelo son el uso de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales como fertilizante en los campos agrícolas y el agua que se utiliza para el riego de cultivos. De igual manera, en muchos cultivos se usan acolchados de plástico, para la protección de los cultivos, mayor producción y calidad y uso eficiente de agua (Yang *et al.*, 2021).

Los plásticos que son depositados directa e indirectamente en el suelo se fragmentan en MP debido a la exposición prolongada, a procesos de meteorización como radiación ultravioleta, hidrólisis, desgaste, erosión del suelo y acción microbiana (Zhou *et al.*, 2020). Los MP afectan la biota del suelo como las lombrices de tierra y distorsionan la agregación del suelo, su densidad aparente y su capacidad de retención de agua (Sarker *et al.*, 2020).

Se han realizado muestreos de MP en tierras de cultivo y áreas verdes, las concentraciones obtenidas presentan variaciones significativas. Por ejemplo, en Washington, Estados Unidos se reportaron 1270 MP/kg mientras que en el sureste de México 870 MP/kg (Yang *et al.*, 2021).

Una forma de evaluar algunos de los efectos de los MP en los suelos es a través de pruebas de fitotoxicidad. Estas permiten valorar la toxicidad de diferentes sustancias y compuestos en el ambiente a través de la germinación de semillas de plantas, el crecimiento de las raíces y se utilizan principalmente en la evaluación de compuestos orgánicos, biosólidos y efluentes industriales entre otros (Machado Mendes *et al.*, 2021).

2. Metodología

La metodología empleada en esta investigación cuenta con tres etapas principales, el muestreo de suelo agrícola, la identificación y clasificación de los MP encontrados y la realización de las pruebas de fitotoxicidad.

2.1. Muestreo de suelo agrícola

El área de estudio fue una milpa de maíz forrajero ubicada en el municipio de Jilotepec, Estado de México, México. La milpa, con una extensión de 1980 m² (90 m × 22 m), se dividió y numeró para el muestreo en 18 secciones con un área similar cada una. Para la toma de muestras de suelo se seleccionaron aleatoriamente 7 números en una aplicación de internet (nosetup.org).

Para tomar las muestras de suelo se utilizó un cilindro plástico de PVC con 19 cm de diámetro y 5 cm de altura como se muestra en la figura 1. El cilindro se colocó en el suelo de las 7 secciones de la milpa elegidas aleatoriamente y se enterró hasta que el borde superior alcanzó la superficie del suelo (Figura 1). La muestra

de suelo se extrajo y se colocó en bolsas herméticas para almacenarlas de forma temporal. Posteriormente, las muestras de suelo se dejaron secar.



Figura 1. Muestreador para suelos

2.2. Identificación y clasificación de plásticos

Las muestras de suelo recolectadas en la milpa se sometieron a un proceso de flotación y tamizaje, para separar los MP del suelo. Se depositó cada muestra en una tina y se agregaron 20 L de agua potable. Se recolectó el material sólido que flotaba en la superficie del agua y se pasó por un tamiz con luz de malla de 0.5 mm. Los MP que atravesaron el tamiz se separaron con pinzas.

Los MP encontrados se midieron y clasificaron por tamaño, color y forma (fibras, fragmentos rígidos o películas plásticas). El tamaño de los MP se determinó al tamizarlos y al colocarlos sobre una hoja milimétrica y observarlos con un microscopio digital con pantalla de cristal líquido.

2.3. Prueba de fitotoxicidad

Para la fitotoxicidad se utilizó la prueba OECD 208 diseñada para evaluar efectos sobre germinación de plántulas y el crecimiento inicial de las plantas después de incorporar una sustancia de prueba en suelo. Se determinan los efectos sobre la planta entre 14 y 21 días después de que se haya producido la germinación en 50% de las plántulas en el grupo de control (plantas sin la sustancia prueba). Los criterios de evaluación son la observación visual de la germinación de las plántulas, las mediciones de biomasa de las plantas, la altura de los brotes y los efectos perjudiciales visuales visibles en toda la planta. Para que la prueba sea válida la emergencia de las plántulas debe ser al menos del 70%, las plántulas no deben exhibir efectos fitotóxicos visibles como marchitamiento o deformaciones en hojas y tallos, además la supervivencia media de las plántulas de control emergidas debe ser al menos del 90% durante la duración del estudio (OECD 208, 2006).

Para esta prueba se utilizó como especie indicadora el maíz forrajero. Previo a la prueba de fitotoxicidad se evaluó la viabilidad de las semillas. En cajas de Petri se colocaron 10 semillas de maíz forrajero sobre algodón, se agregó agua desionizada y se dejaron a temperatura ambiente durante 7 días. Después de este tiempo se contabilizaron las semillas que germinaron. Se consideró que las semillas eran viables a partir de 70% de germinación.

Se utilizaron 30 macetas, 15 con suelo de invernadero y 15 con suelo de la milpa donde se obtuvieron las muestras. Para cada tipo de suelo se estudiaron cuatro tipos de MP: los encontrados en la milpa (muestra), PET, PEAD y PEBD. Los MP de PET, PEAD y PEBD se obtuvieron de triturar plásticos de mayor tamaño. Los experimentos se realizaron por triplicado y con control (suelo sin MP). Durante la prueba se registró la temperatura y humedad relativa del lugar donde se colocaron las macetas, se utilizó un termómetro

higrómetro digital marca ORIA. El experimento concluyó cuando transcurrieron 21 días de que el 50% de las semillas germinó. Se midió longitud (regla) y biomasa (balanza digital Yostyle) de la parte área y raíz de cada planta.

3. Resultados

Los resultados de la cuantificación y clasificación de los MP, así como su toxicidad se presentan a continuación.

3.1. Identificación y cuantificación de microplásticos

En 6 de las 7 muestras obtenidas se encontraron MP, la tabla 1 muestra la concentración en número de MP por kg de suelo seco y en número de MP por litro de suelo húmedo.

Tabla 1. Concentración de microplásticos en los puntos de muestreo de la milpa

Punto de muestreo	MP encontrados	#MP/kg _{ss} *	#MP/lsh**
6	6	5.3	4.25
7	3	2.8	2.12
9	2	1.4	1.41
10	6	4.6	4.25
11	12	13.8	8.51
17	2	1.3	1.41
18	0	0	0
Promedio		4.17	3.13
Desviación estándar		4.64	2.83

* Número de microplásticos por kg de suelo seco

** Número de microplásticos por litro de suelo húmedo

Los MP encontrados se clasificaron en tamaño, color y forma. En la figura 2 se muestra la clasificación por tamaño, observando que la mayoría están dentro del intervalo de 0.1-1.00 mm.

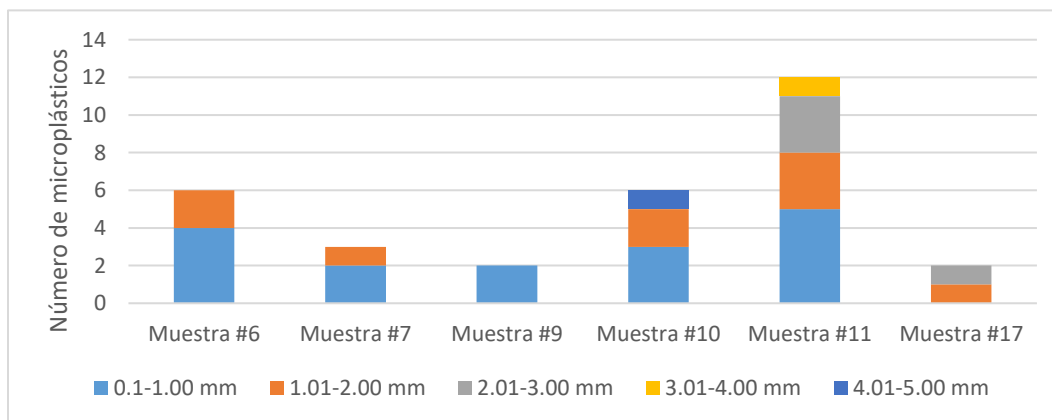


Figura 2. Clasificación de los microplásticos identificados en la milpa por tamaño (mm)

La figura 3 muestra la clasificación por color, siendo el blanco el predominante pues estuvo presente en la mayoría de las muestras.

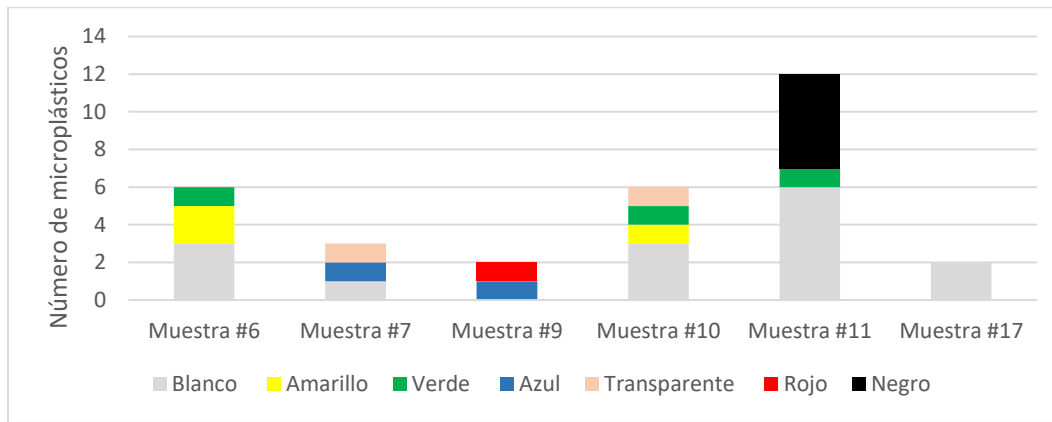


Figura 3. Clasificación de los microplásticos identificados en la milpa por color

En la figura 4 se muestra la clasificación por tipo de MP siendo los fragmentos rígidos los más encontrados.

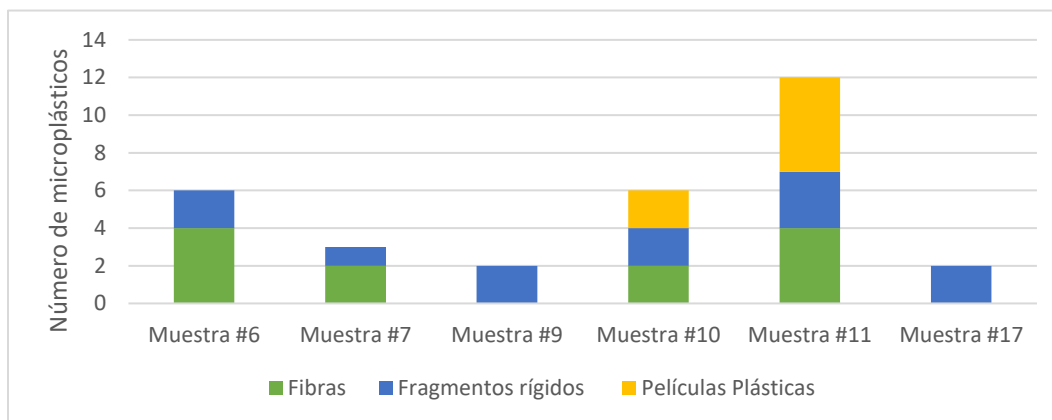


Figura 4. Clasificación de los microplásticos identificados en la milpa por forma

3.2. Prueba de fitotoxicidad

El porcentaje de viabilidad de las semillas fue del 92%. La OECD estipula que la temperatura ambiental durante los 21 días debe ser $22 \pm 10^\circ\text{C}$ y la humedad debe mantenerse en $70 \pm 25\%$. Durante la prueba la temperatura mínima que se registró fue 12°C y la máxima de 26.4°C , mientras que la humedad mínima fue del 49% y la máxima de 91%.

En la figura 5 se muestran los resultados del crecimiento del maíz en suelo de milpa, observando que la longitud promedio más pequeña se presentó en las macetas con PET (10.33 cm en la raíz y 12.67 cm en la parte aérea) mientras que la mayor longitud en la raíz se obtuvo en el PEAD (29 cm) y control (28.33 cm) y en la parte aérea en el PEBD (18 cm) y control (15.67 cm).

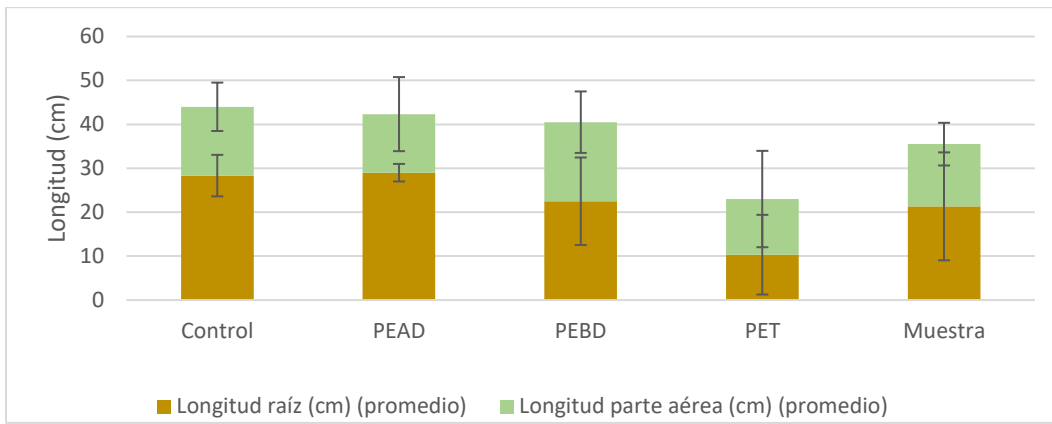


Figura 5. Longitud del maíz en suelo de milpa

En la figura 6 se muestra el crecimiento del maíz en las macetas que contenían suelo de invernadero. Las plantas que alcanzaron la menor longitud fueron las que contenían MP de PEBD (18.76 cm en la parte de la raíz y 16.03 cm en la parte aérea), mientras que las que presentaron mayor crecimiento promedio fue las macetas que contenían MP hallados en el suelo de milpa (muestras) siendo 28.13 cm en la parte de la raíz y 22.1cm en la parte aérea.

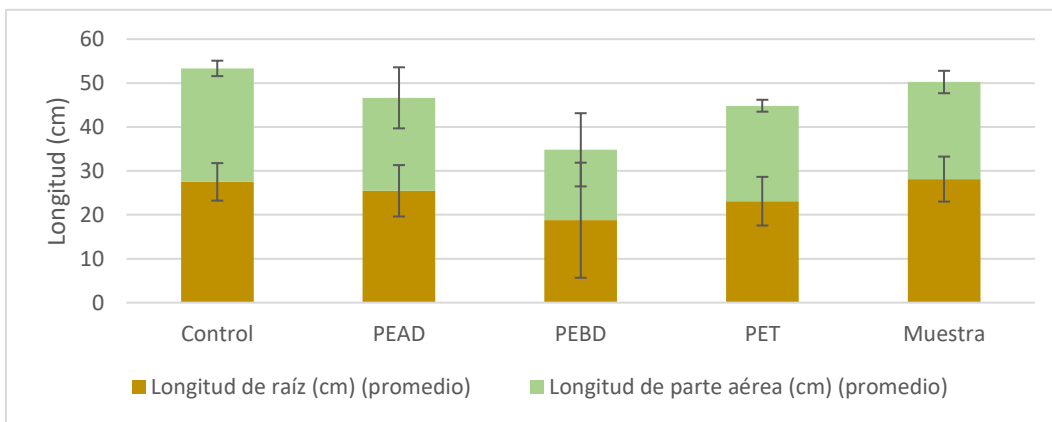


Figura 6. Longitud del maíz en suelo de invernadero

La figura 7 muestra el peso fresco de la biomasa en las plantas que crecieron con tierra de milpa. Donde se observó mayor crecimiento fue en las macetas de control y en las que contenían MP de PEAD, a diferencia de las macetas que contenían MP de PET donde se observa el menor crecimiento.

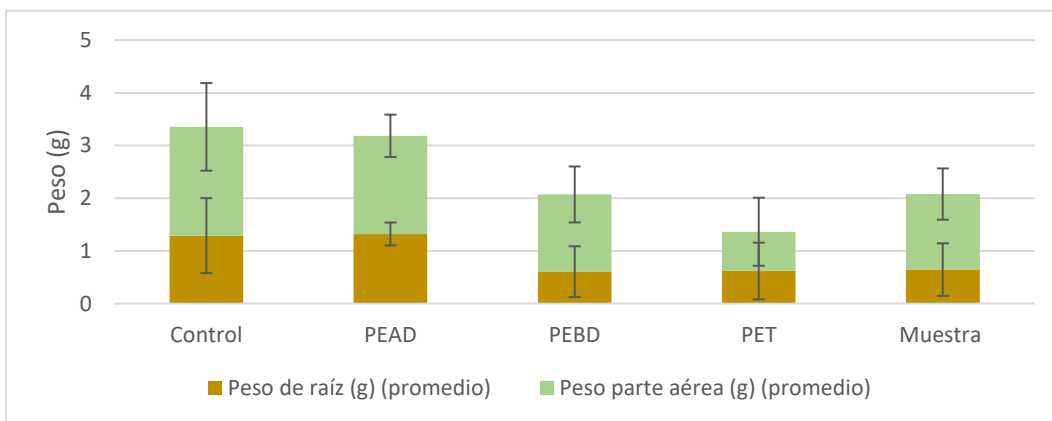


Figura 7. Biomasa fresca del maíz en suelo de milpa

En la figura 8 se muestra el peso de la biomasa del maíz para suelo de invernadero. El maíz de las macetas que contenían MP de PEAD obtuvo la mayor cantidad de biomasa generada, mientras que la menor cantidad se observó en las macetas que contenían MP de PEBD.

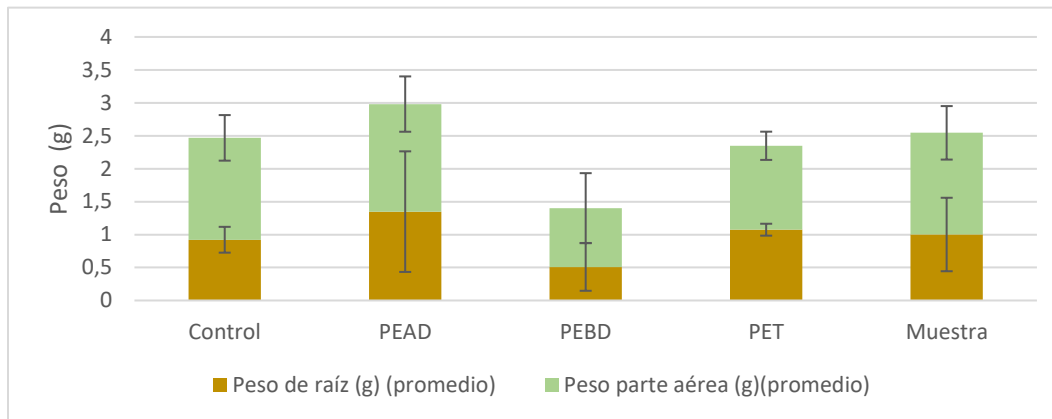


Figura 8. Biomasa fresca del maíz usando tierra de invernadero

Se realizó el análisis de varianza ($p < 0.05$), el análisis estadístico realizado no encontró un efecto asociado a los MP en el crecimiento del maíz (longitud aérea y de raíz y biomasa fresca), pero si con el tipo de suelo.

4. Conclusiones

Se cuantificaron los MP encontrados en una milpa ubicada en el municipio de Jilotepec, Estado de México y se evaluaron sus efectos fitotóxicos mediante la prueba OECD 208, utilizando como especie indicadora el maíz que se cultiva en este municipio.

Se obtuvo un promedio de 4.17 ± 4.64 MP/kg_{ss}, el color más representativo en las muestras fue el blanco y los fragmentos rígidos los más encontrados. La prueba de fitotoxicidad no encontró efecto tóxico de los microplásticos (reales o sintéticos) en el maíz forrajero. Sin embargo, esta tiene una duración de 21 días, a partir de la germinación del 50% de las plántulas del control, por lo que no provee un panorama de los efectos a largo plazo.

No fue posible realizar una comparación con la concentración de MP encontrados en otros suelos agrícolas en México, pues esta información no está disponible en la literatura.

Se recomienda establecer un método de muestreo para obtener resultados comparables en diferentes estudios e investigar el efecto del uso de acolchados en la presencia de MP en suelos agrícolas, así como el efecto de la cercanía de las áreas urbanas en la concentración de MP en estos suelos.

Actualmente la información de la presencia de MP en sistemas agrícolas es limitada, pero esta se requiere para establecer medidas legislativas que limiten la liberación de estos contaminantes.

Referencias

- Carpenter E.J., Smith K., 1972. Plastics on the sargasso sea surface. Science. 175. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.
- Correa Pérez J.A., 2020. Revisión de la problemática de la contaminación por microplásticos en el recurso hídrico (Especialidad). Universidad de Antioquia, Colombia.
- Correia Prata, J., da Costa, J.P.C., Duarte, A., Rocha-Santos, T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. Trends in Analytical Chemistry. 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>.

- FAO, 2017. Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura. <http://www.fao.org/3/ca3540es/ca3540es.pdf> (acceso 14/06/2023).
- García Regueiro, J.A., 2019. Microplásticos en el medio ambiente y su impacto en la cadena trófica (Tesis de Maestría). Universitat Oberta de Catalunya, España.
- Machado Mendes, P., Araujo Ribeiro, J., Afonso Martins, G., Lucia Jr., T., Ramires Araujo, T., Fuentes-Guevara, M.D., Kunde Correa, É., 2021. Phytotoxicity test in check: Proposition of methodology for comparison of different method adaptations usually used worldwide. *Journal of Environmental Management*. 291, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112698>.
- OECD, 2006. Prueba n.o 208: Prueba de plantas terrestres: Prueba de aparición y crecimiento de plántulas. Directrices de la OCDE para la prueba de sustancias químicas. Sección 2, Publicaciones de la OCDE, París.
- ONU, 2018. Los microplásticos también están contaminando nuestros suelos. <https://www.unenvironment.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/los-microplasticos-tambien-estan-contaminando-nuestros-suelos> (acceso 14/06/2023).
- Sarijan, S., Azman, S., Mohd Said, M.I., Hidayat Jamal, M., 2020. Microplastics in freshwater ecosystems: a recent review of occurrence, analysis, potential impacts and research needs. *Environmental Science and Pollution Research*. 28, 1341–1356. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11171-7>.
- Sarker, A., Deepo, D.M., Nandi, R., Rana, J., Islam, S., Rahman, S., Hossain, M.N., 2020. A review of microplastics Pollution in the soil and terrestrial ecosystems: A global and Bangladesh perspective. *Science of the Total Environment*. 733, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139296>.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C., 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources and potential risk. *Science of the Total Environment*. 780, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>.
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., Sillanpaa, M., 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*. 203, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>.
- Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., Li, Y. 2020. Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and Environmental risks. *Science of the Total Environment*. 748, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141368>.

CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS MARINOS EN TRES ZONAS DE UNA PLAYA EN OAXACA, MÉXICO

Martínez Toledo, Natalia Paulina^{1*}; Moctezuma Parra, Karen Jazmín¹; Cruz Salas, Arely Areanely¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹; Vázquez Morillas, Alethia¹

¹Área de Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México

*marinez.toledo.natalia.paulin@gmail.com

Resumen

Las playas son de gran importancia debido a los servicios ambientales que prestan; sin embargo, se encuentran sujetas a alteraciones a causa de actividades antropogénicas, siendo la presencia de residuos marinos una de las mayores afectaciones. Dentro de estos residuos, los materiales plásticos presentan las mayores proporciones. Éstos, al estar expuestos a la intemperie, se degradan y con ello forman microplásticos (MP) los cuales afectan al medio marino. En el presente trabajo se evaluaron las concentraciones de residuos y microplásticos en tres zonas de una playa de Oaxaca, México. La metodología empleada consistió en primero delimitar un transecto de 100 m paralelo a la pleamar, posteriormente la recolección de residuos se realizó en cinco secciones elegidas aleatoriamente para después cuantificarlos y clasificarlos. El muestreo de microplásticos se llevó a cabo con un muestreador cilíndrico en 10 puntos, también seleccionados de manera aleatoria. Las muestras se analizaron mediante a un proceso secuencial de tamizado y flotación. Los resultados evidenciaron la presencia de residuos sólidos y microplásticos en todas las zonas de playa, presentando un intervalo de concentración de residuos sólidos de 0,009 – 0,019 piezas/m², en donde la mayor proporción fueron de material plástico; de estos los residuos más comunes fueron las tapas de botellas de bebidas. Se encontró un intervalo de concentración de MP de 59,9- 76,3 MP/m² y mayor proporción de MP del tipo fragmento (92 %) y color blanco (78 %). Se recomienda futuros estudios en distintas temporadas, permitiendo la observación de posibles cambios que surgieran de factores externos.

Palabras clave: microplásticos; residuos sólidos; taparrosas; fragmentos

1. Introducción

En la actualidad los residuos marinos se reconocen como una problemática presente en los océanos del mundo, de acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) se define como residuo marino a todo material sólido fabricado por el humano y desechado intencionalmente o no en un ambiente marino (PNUMA, 2012).

La presencia de residuos marinos se atribuye a las actividades humanas, como son el turismo, transporte, recreación y la navegación (Bilgili et al., 2019), se estima que entre un 40 % y un 80 % son residuos plásticos; debido a la densidad que presentan estos quedan en la superficie (Ronkay et al., 2021).

Los residuos plásticos que se encuentran en la intemperie presentan una degradación por abrasión, formando partículas menores o iguales a 5 mm denominadas microplásticos (MP) (McIlgorm et al., 2011). La presencia de residuos marinos y MP puede afectar la estética y actividades turísticas de un

área, y con ello la economía en la región. Así mismo, se ven afectados los organismos a través de la ingestión y la transmisión de sustancias químicas tóxicas como los bifenilos policlorados (PCB), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), pesticidas y metales (Verlis & Wilson, 2020).

En la región de Oaxaca se han realizado distintas investigaciones sobre la presencia de residuos marinos y microplásticos en playas. Sánchez y colaboradores (2016) determinaron la presencia de 148 piezas de MP rígidos en playa Copalita (Sánchez et al., 2016). Así mismo, Alvarez (2020) observó la presencia de residuos y MP en playa Zipolite, con concentraciones de 0,06 - 0,17 piezas /m² y < 50 MP/m² respectivamente, obteniendo mayores porcentajes en MP con morfologías como fragmentos, fibras y espumados. De igual manera, Cruz (2020) determinó concentraciones de residuos marinos de 0,03 piezas /m² en playa Zipolite y playa San Agustínillo, mientras que las concentraciones de MP se encontraban desde 91,7 MP/m² en playa Zipolite y 148,1 MP/m² en playa San Agustínillo, ambas playas presentaron porcentajes mayores en fibras.

El objetivo del presente trabajo fue la evaluación de residuos sólidos y MP en tres zonas de playa Bamba en la región de Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca, México.

2. Metodología

La siguiente sección describe las etapas de la metodología empleada en tres zonas de una playa, en la costa de Oaxaca, México. La región de estudio fue Concepción Bamba, Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca, ubicado en el Golfo de Tehuantepec (Figura 1). Se encuentra situada geográficamente en la longitud 95°24'32,338 W, latitud 16°00'45,740 N y altitud de 6 metros sobre el nivel del mar.



Figura 1. Ubicación Oaxaca, México

En la Tabla 1 se presentan las coordenadas geográficas de las zonas de estudio y en la Figura 2 se muestra su ubicación

Tabla 1. Coordenadas correspondientes de las zonas de estudio

Zona	Coordenadas
Zona 1	16° 00,584' Norte 095° 23,860' Oeste
Zona 2	16° 00,469' Norte 095° 23,978' Oeste
Zona 3	16° 00,410' Norte 095° 23,969' Oeste



Figura 2. Ubicación de las tres zonas seleccionadas

2.1 Residuos sólidos

La siguiente sección describe las etapas de la metodología empleada para la obtención, cuantificación y clasificación de residuos sólidos basada en Vázquez et al. (2019).

2.1.1 Muestreo de Residuos sólidos

El muestreo de residuos se llevó a cabo en febrero del 2022, en horarios de 6 a 11 a. m. para evitar alteraciones en las zonas de estudio debidas a la alta afluencia de visitantes. En cada zona de la playa se eligió un transecto de 100 metros, éste se dividió en 20 secciones de 5 m cada una, posteriormente se seleccionaron cinco aleatoriamente. Se recolectaron de manera manual todos los residuos presentes.

2.1.2 Cuantificación y clasificación de Residuos sólidos

Los residuos sólidos se contabilizaron, a partir del número total de residuos se determinó el índice de contaminación (IC) por zona, mediante la Ecuación 1 (Alkalay et al., 2007).

$$IC = \frac{\#Piezas}{\#Secciones * L * A} * 20$$

(1)

Donde:

Piezas = total de piezas recolectadas

Secciones = total se secciones muestreadas

L = longitud de cada sección (5 m)

A= ancho de la playa (m)

Los datos obtenidos permiten la clasificación de las secciones en cinco grupos propuestos por Cruz (2020)

0 -1: Muy limpia (ML) - no se observan residuos

1 - 2: Limpia (L) - No se observan residuos en un área grande

2 - 3: Moderada (M) - Se observa algunos residuos

3 - 4: Sucia (S) - Presencia de muchos residuos

> 4 Muy sucia (MS) - La mayor parte de la playa se encuentra cubierta con residuos

2.2. Microplásticos

En la siguiente sección se presenta la metodología empleada para la obtención, cuantificación y clasificación de microplásticos, basado en Vázquez et al. (2020).

2.2.1. Muestro de Microplásticos

La toma de muestras se realizó en el transecto de 100 m sobre la línea de pleamar, se seleccionaron 10 puntos aleatorios dentro de la pleamar. La muestra se obtuvo utilizando un cilindro de metal el cual se colocó en el punto seleccionado, mediante ligeros golpes a la orilla del cilindro con un mazo de goma este se hundió hasta que el volumen fue cubierto completamente por la arena. La muestra de arena se pesó y se tamizó, finalmente lo restante se guardó en papel aluminio y bolsas herméticas para su transporte al laboratorio.

2.2.2 Cuantificación y clasificación de Microplásticos

Las muestras se transportaron al Laboratorio de Tecnologías Sustentables en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Se realizó una separación de microplásticos por diferencia de densidades mediante pruebas de flotación con una solución saturada de NaCl. En recipientes mayores un litro de volumen se colocaron las muestras de arena, posteriormente se agregó la solución saturada y se mezcló con ayuda de una espátula metálica, esto permitió la liberación de microplásticos atrapados en la arena. Los microplásticos fueron retirados, enjuagados con agua destilada y secados con papel absorbente, posteriormente se identificaron y clasificaron por color y tipo.

3. Resultados y discusión

En esta sección se muestran los resultados de la evaluación de residuos y microplásticos presentes en playa Bamba en Santo Domingo Tehuantepec.

3.1 Residuos Sólidos

En el estudio se cuantificaron en total 162 residuos sólidos y 287 fragmentos. La concentración obtenida en zona 1 fue de 0,16 piezas/m² y un IC de 1,19, en zona 2 se obtuvo una concentración de 0,009 piezas/m² y un IC de 1,62, finalmente en zona 3 se obtuvo una concentración de 0,019 piezas /m² y un IC de 2,41. En la zona 1 se determinó un total de 67 piezas y el material con mayor abundancia fueron los plásticos con 70 %, seguido de metales con un 21 %, en menores cantidades se encontraron otros 6 %, telas con 2 % y papeles con 1 % (Figura 3.A). Con relación a la masa de los residuos se obtuvo un total de 0,498 kg, donde el material con mayor abundancia fue otros con 41 %, seguido de telas 28 %, plásticos con 23 % y finalmente metales con 8 % (Figura 3.B).

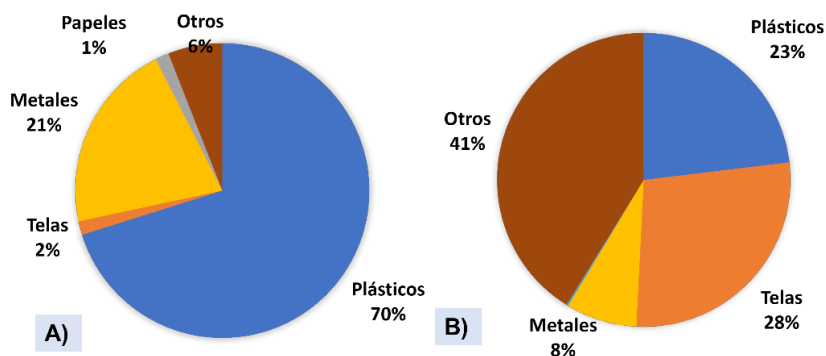


Figura 3. Residuos sólidos, Zona 1. A) Proporción en piezas y B) Proporción en masa

En la Zona 2, se obtuvieron un total de 18 piezas siendo el 83 % plásticos, es decir, los de mayor abundancia, seguidos de metales y cauchos con 6 % y finalmente telas con 5 % (Figura 4.A). Se determinó una masa total de 1,018 kg siendo el 50 % de plásticos, 41 % cauchos y 9 % telas (Figura 4.B).

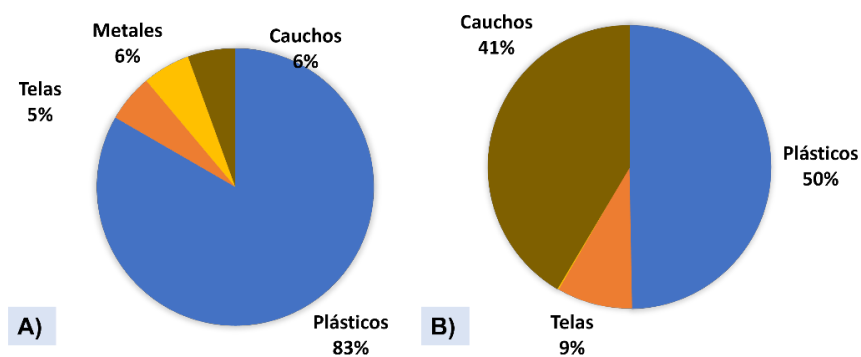


Figura 4. Residuos sólidos, Zona 2. A) Proporción en piezas y B) Proporción en masa

Finalmente, en la zona 3 se obtuvo un total de 77 piezas determinando que el 96 % eran materiales plásticos, en menor proporción se encontraron vidrios con 2 %, cauchos y otros con 1 % (Figura 5.A), de igual manera la masa total obtenida fue 0,476 kg donde los materiales plásticos y vidrios presentaron un 46 %, cauchos 6 % y otros 2% (Figura 5.B)

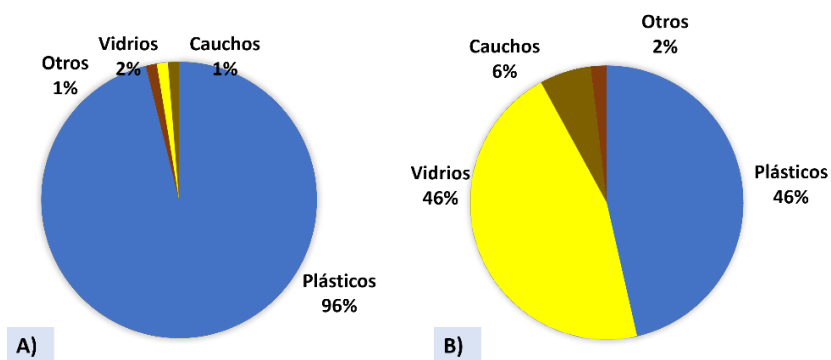


Figura 5. Residuos Sólidos, Zona 3. A) Proporción en piezas y B) Proporción en masa

En las tres zonas estudiadas se determinó la presencia de fragmentos plásticos mayores a 5 mm con un total de 56 piezas en zona 1, 63 piezas en zona 2 y finalmente 168 piezas en zona 3. Los datos obtenidos fueron anexados a la determinación del IC donde se observa que la zona 3 presenta mayor IC como categoría *moderada*, seguida de la zona 1 como *limpia* y finalmente la zona 2 como *limpia*.

Se observó que las mayores proporciones en las tres zonas con respecto al tipo de material y a la masa fueron los plásticos, por lo tanto, se determinaron los tres tipos de residuos plásticos con mayor proporción en cada zona, donde en zona 1 se obtuvo un 53,73 % de taparrosas, un 10,45 % de cuchillos, agitadores y popotes, y un 2,99 % de colillas, en zona 2 se presentó un 38,89 % en taparrosas, un 16,67 % de botellas y un 11,11 % de cuchillos, agitadores y popotes, finalmente en la zona 3 se calculó un 70,13 % de taparrosas, 12,99 % de plásticos quemados y un 5,19 % de cuchillos, agitadores y popotes.

3.2 Microplásticos

Se determinó la presencia de microplásticos en las tres zonas de playa Bamba, se cuantificó un total de 48 piezas, donde la zona 2 presentó una concentración mayor con 76,3 MP/m², seguido de la zona 3 con 63,4 MP/m² y finalmente la zona 1 con 59,9 MP/m².

Para el tipo de MP se encontró que en la zona 1 el 88 % fue de tipo fragmentos, un 6 % de tipo fibras y un 6 % de tipo quemados (Figura 6.A), de igual manera, los colores obtenidos fueron blanco (41 %), azul (29 %), verde (12 %), rojo (12 %) y rosa (6 %) (Figura 6.B).

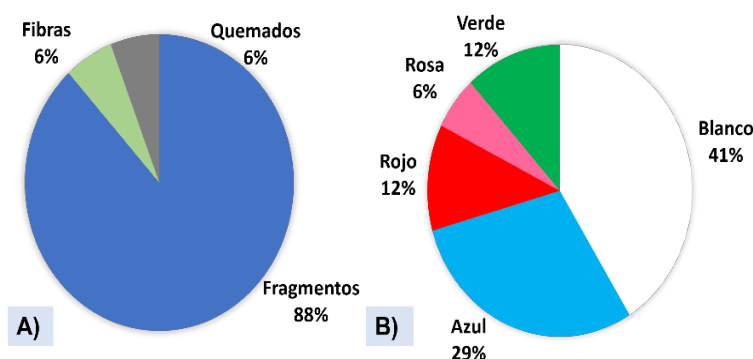


Figura 6. Clasificación de microplásticos en zona 1. A) Proporción de piezas por tipo de microplásticos y B) Proporción de piezas por color de microplásticos

En la zona 2 se encontró un 92 % de microplásticos de tipo fragmentos y un 8 % de tipo fibras (Figura 7.A), así mismo, se presentaron los colores blanco (46 %), verde (31 %), azul (15 %) y amarillo (8%) (Figura 7.B)

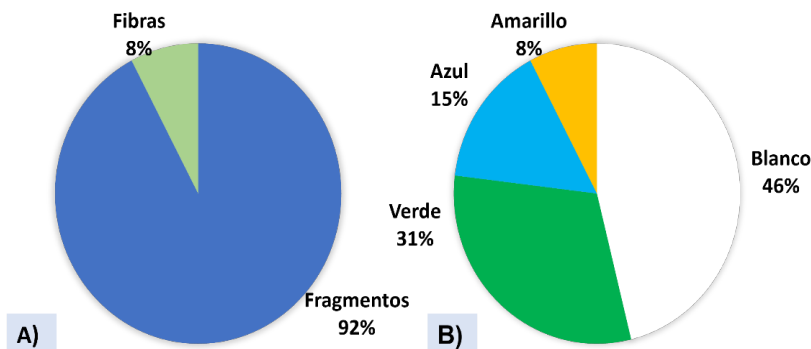


Figura 7. Clasificación de microplásticos en zona 2. A) Proporción de piezas por tipo de microplásticos y B) Proporción de piezas por color de microplásticos

Los tipos de microplásticos presentes en la zona 3 fueron fragmentos 61 %, espumados 33 % y fibras 6 % (Figura 8.A). Los colores presentes fueron: blanco (78 %), azul (11 %), amarillo (6 %) y rosa (5 %) (Figura 8.B).

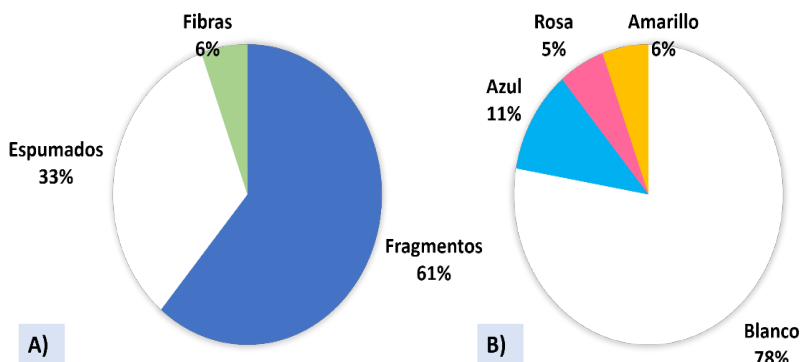


Figura 8. Clasificación de microplásticos en zona 3. A) Proporción de piezas por tipo de microplásticos y B) Proporción de piezas por color de microplásticos

Los datos obtenidos demuestran una desviación estándar elevada con respecto a los microplásticos, en la zona 1 se obtuvo 76,2 MP/m², en zona 2 se presentó un valor de 118,7 MP/m² y finalmente en la zona 3 fue de 66 MP/m².

Se determinó en las tres zonas de estudio la presencia de microplásticos de categoría fragmentos en proporciones mayores y en proporciones menores la categoría de fibras, de igual manera, con respecto a color se observó presente mayor proporción en color blanco y en proporción menor el color azul.

4. Conclusiones

El presente trabajo es la línea base de investigación de residuos sólidos y microplásticos en playas de Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca, la cual evidencia su presencia en todas las zonas de estudio. Se llegó a la conclusión que la zona 1 presentó mayor concentración de residuos sólidos, con respecto al índice de contaminación se identificó que la zona 3 se encontraba dentro de los límites de la categoría moderada, siendo la zona con IC más alto de las tres zonas muestreadas. Así mismo, se determinó la presencia de residuos plásticos de tipo taparrosas, cuchillos, agitadores y popotes en las tres zonas de la

playa, sin embargo, se observó la presencia de colillas en la zona 3. Derivado de una alta concentración de fragmentos, la zona 2 presentó una concentración mayor de microplásticos, sin embargo, los datos demuestran que existe una dispersión. De igual manera, la zona 2 presentó la mayor proporción de microplásticos de tipo fragmentos, mientras que la zona 3 presentó una proporción mayor con respecto al color de microplásticos blanco. Las diferencias existentes entre las zonas dependen de los factores que intervienen en cada zona como es el acceso, las actividades turístico-recreativas y el oleaje. Es indispensable concientizar a la población adyacente para evitar posibles deterioros y contaminación por residuos plásticos en la zona.

Referencias

- Alkalay, R., Pasternak, G., & Zask, A. (2007). Clean-coast index-A new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean and Coastal Management*, 50(5–6), 352–362. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.10.002>
- Alvarez Zeferino, J. C. (2020). *Factores que inciden en la presencia de microplásticos en playas mexicanas*. UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA.
- Bilgili, M. S., Adar, E., Yildiz, S., & Sezer, K. (2019). Characterisation of wastes collected from beaches, coastlines, marine surface cleaning processes and ships: A case study of Istanbul. *Waste Management and Research*, 37(6), 621–630. https://doi.org/10.1177/0734242X19838619/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_0734242X19838619-FIG2.JPEG
- Cruz, A. (2020). *Evaluación de la calidad ambiental y su relación con la presencia de microplásticos en cinco playas mexicanas*. 208. <http://zaloamati.azc.uam.mx/handle/11191/6843>
- McIlgorm, A., Campbell, H. F., & Rule, M. J. (2011). The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean & Coastal Management*, 54(9), 643–651. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2011.05.007>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)*.(2012). Impactos de los desechos marinos en la biodiversidad: Estado actual y posibles soluciones (CBD Technical Series No. 67).Montreal: PNUMA
- Ronkay, F., Molnar, B., Gere, D., & Czigany, T. (2021). Plastic waste from marine environment: Demonstration of possible routes for recycling by different manufacturing technologies. *Waste Management*, 119, 101–110. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.09.029>
- Sanchez, G. M. E., Rangel, A. N. C., Beltrán Villavicencio Margarita, Vázquez, M. A., & Alvarez, Z. J. C. (2016). Separación y caracterización de micro-plásticos en playas mexicanas. *Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C. (SOMERS)* , 9, 27–33.
- Vázquez, M. A., Cruz, S. A. A., Alvarez, Z. J. C., Rosado, P. V. L., Beltrán, V. M., Espinosa, V. R. M., & Velasco, P. M. (2019). *Manual para el monitoreo y manejo de residuos en playas*.
- Vázquez, M. A., Cruz, S. A. A., Alvarez, Z. J. C., Rosado, P. V. L., Beltrán, V. M., Mendoza, S. M., Espinosa, V. R. M., & Velasco, P. M. (2020). *Monitoreo de microplásticos en playas*.
- Verlis, K. M., & Wilson, S. P. (2020). Paradise Trashed: Sources and solutions to marine litter in a small island developing state. *Waste Management*, 103, 128–136. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2019.12.020>

PROYECTO AGRO2CIRCULAR: UNA SOLUCIÓN SISTÉMICA PARA LOS RESIDUOS PLÁSTICOS ALIMENTARIOS

Navarro, Salvador^{1*}; Monzón, Fuensanta²; Arribas, Alejandro²; Benítez, Sergio José²; López, Pedro²

¹Green World Compounding S. L., Alhama (Murcia), España

²Centro Tecnológico del calzado y del plástico, Alhama (Murcia), España

*salvador.navarro@gwcplastics.com

Resumen

A pesar de los grandes avances que se han realizado en el campo de la sostenibilidad, aún hay sectores donde una gran cantidad de materiales no cuentan con una alternativa de gestión más allá del vertedero con enormes costes ambientales y económicos.

Es el caso de la gestión de residuos plásticos generados por la industria agroalimentaria, que aborda el proyecto Agro2Circular y que constituye uno de los mayores desafíos ambientales en la Región de Murcia, España.

Para solucionar este problema, este proyecto utiliza un enfoque sistémico para la gestión de las bolsas asépticas plásticas alimentarias al final de su vida útil y crea una cadena de valor rentable alrededor de ellas. El proyecto se apoya en diferentes tecnologías como el reciclaje mecánico y enzimático de plásticos, el compounding de las resinas obtenidas y la modificación a medida de algunos de los componentes obtenidos, como el aluminio.

El demostrador ubicado en la Región de Murcia es un ejemplo concreto de cómo un enfoque sistémico puede crear una solución 100 % sostenible económica y ambientalmente para un residuo complejo que hasta este momento no presentaba una alternativa de gestión distinta del vertedero y demuestra cómo la innovación y la tecnología pueden ayudar a crear las soluciones que lo hacen posible.

Palabras clave: Reciclaje de plásticos; enfoque sistémico; Industria Agroalimentaria;

1. Introducción

La pirámide de Maslow es la misma para una persona de hoy en día que para alguien que vivió hace 500 años. La jerarquía de necesidades de las personas no ha cambiado, pero sí su distribución -hay más gente en los niveles superiores- y la manera de satisfacerlas. Esto ha tenido un gran impacto en nuestro planeta.

El origen de este impacto ha sido facilitado en gran medida por la explosión en el uso de combustibles fósiles, que ha hecho posibles fenómenos como la globalización a gran escala, el rápido crecimiento demográfico y la aparición de una sociedad de consumo.

Los sistemas complejos, entre ellos nuestro planeta, poseen mecanismos de resiliencia que garantizan su funcionamiento correcto. Sin embargo, estos mecanismos no son infinitos y el desequilibrio entre uso y regeneración de recursos genera efectos plausibles desde hace tiempo como el calentamiento global o la acidificación de las aguas.

La aceleración de estos fenómenos ha generado una preocupación creciente por la sostenibilidad de nuestro planeta, especialmente entre las generaciones más jóvenes, y es hoy en día un atractor imparable y transversal a sectores productivos, capas sociales y continentes.

Para definir qué es la sostenibilidad y por qué es necesario asegurarla, Smil (2022) define en su obra “How the world really works” los tres marcos temporales fundamentales para el ser humano. Así, no podemos pasar más de 1.5-3 minutos sin respirar, de 3 a 5 días sin beber y en torno a 40 sin comer.

Aire, agua y alimento. Sin estos 3 elementos no es posible garantizar la subsistencia humana y es por tanto a la satisfacción de estos tres elementos vitales hacia donde es necesario enfocar la sostenibilidad.

En este sentido, el proyecto Agro2circular (A2C) se centra sobre todo en la tercera de estas necesidades, la alimentaria, pero también se relaciona tangencialmente con las otras dos probablemente debido a su carácter sistémico y su implicación en toda la cadena de valor.

En este artículo en concreto vamos a explicar el proceso de valorización de las bolsas multicapas asépticas que se usan en la industria alimentaria de la Región de Murcia y cómo con las tecnologías adecuadas es posible cerrar el círculo y evitar su disposición vertedero como ocurría hasta ahora.

2. Metodología

Para abordar las distintas metodologías utilizadas para la valorización del residuo, primero es necesario conocer sus características:

Outer Ply		PE / Met PET / PE Blue	102 μ
Inner Ply		Multi Layer CoEx PE/EVOH/PA/PE Transparent	110 μ
SPOUT CAP		MDPE - Grey PA (Nylon) – Dark Blue	1 inch, Plug type

Figura 1. Esquema típico de configuración en capas para la bolsa aséptica de uso alimentario.

Como se puede Observar en la Figura 1, la bolsa consta de tres partes bien diferenciadas:

- Parte exterior (Outer Ply) compuesta de una tricapa Polietileno de baja densidad (PE) – Polietilenterftalato aluminizado (Met PET) – Polietileno de baja densidad PE.
- La parte interior (Inner Ply) que es variable en número de capas y composiciones -se han identificado hasta 9 diferentes- en función del tipo de alimento para el que se use la bolsa pero que siempre contiene PE y otras multicapas de éste con polivinilil alcohol (EVOH) y poliamida (PA).
- El tapón de llenado a vacío (Spout Cap) formado por polietileno de media densidad (MDPE) y PA, Nylon en este caso.

La composición compleja del residuo, sumada al tipo de contaminación a causa de su uso implica la necesidad de implementar una metodología sistémica con diferentes tipos de técnicas a lo largo de toda la cadena de valor, como se puede observar en la Figura 2 (Fig.2):

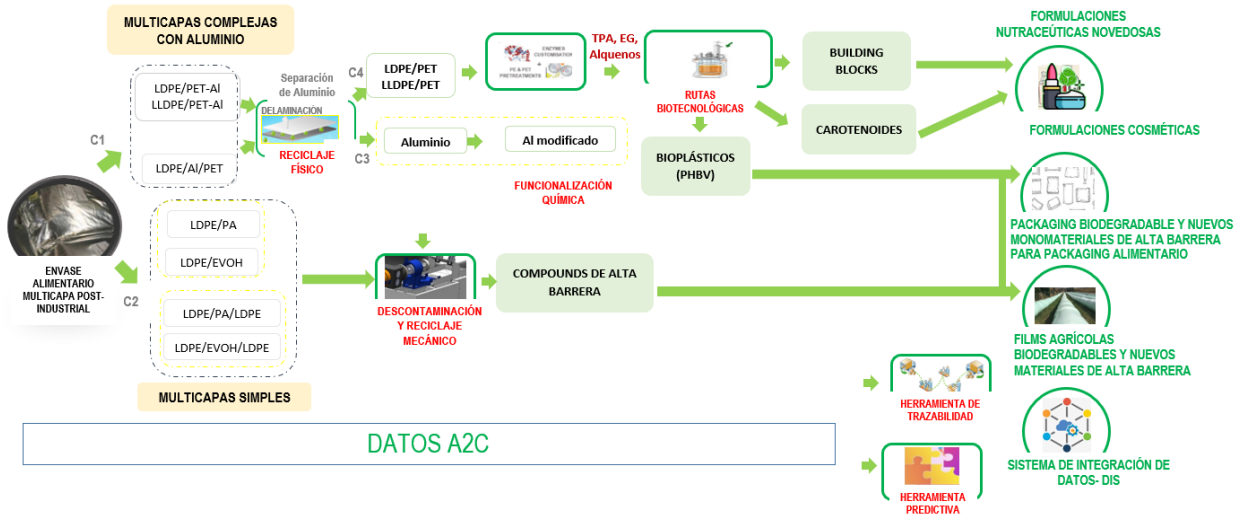


Figura 2. Diagrama de flujo para el tratamiento de los residuos plásticos en el proyecto A2C.

En este sentido, el esquema de aprovechamiento de los residuos tratados en el programa A2C persigue mantener los materiales en circulación el mayor tiempo posible y se enmarca en el famoso diagrama de la Mariposa de la Fundación Ellen MacArthur en el cual se diferencian dos tipos de metabolismos, el técnico y el biológico.

A continuación, pasamos a describir las principales tecnologías utilizadas en el proyecto para valorizar cada uno de los flujos de residuos resultantes en el proceso.

2.1 Reciclado Mecánico

El primer paso del proceso de reciclaje, las bolsas asépticas que llegan a Green World Compounding se lavan para eliminar potenciales contaminantes, principalmente materia orgánica se centrifugan y se trituran. Entre los retos principales a superar se encuentra conseguir un tamaño de triturado adecuado y uniforme, que permita la optimización de las etapas posteriores de sorting y delaminación. En este sentido el procedimiento de ajuste de esta parte de la tecnología ha sido iterativo y constituye uno de los principales hitos del proyecto al tratarse del principal cuello de botella.

2.2 Recirculación de aguas, eliminación de microplásticos y recuperación de materia orgánica

Las aguas residuales que resultan del proceso de lavado anterior se tratan en la instalación de gestión en condiciones cercanas a la descarga cero desarrollada por el Centre of Expertise Water Technology (CEW) y por el European centre of excellence for sustainable water technology (WETSUS), ambos en Países Bajos, cuyo diseño está enfocado en la recuperación del agua (filtración con membranas), la eliminación de microplásticos y la recuperación de recursos. En este sentido se han desarrollado procedimientos de detección de micro y nanoplásticos mediante fluorescencia y de recuperación de la materia orgánica mediante filtración con el objetivo de valorizarla en la producción de Poly(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) (PHBV), un plástico biodegradable, no tóxico y biocompatible de enorme valor.

2.3 Detección y Separación de partículas

Por otro lado, el material triturado y lavado procedente del reciclado mecánico es monitorizado y separado en dos corrientes: por un lado las partículas aluminizadas (C1 en Fig.2) y por el otro los trozos de polietileno

(LDPE y LLDPE) y sus multicapas con PA y EVOH (C2 en Fig.2). Este proceso ha sido desarrollado por IRIS Technology (España) y se apoya en técnicas como las imágenes hiperespectrales en el infrarrojo cercano (NIR-HSI) o la espectroscopía de descomposición inducida por láser (LIBS). El principal reto en esta parte del proceso es encontrar el tamaño de triturado que permita la óptima separación de estas dos fases.

2.4 Reciclado físico: Delaminación de multicapas

La corriente C1, compuesta por partículas aluminizadas resultante del proceso anterior (Detección y Separación) se somete a una posterior etapa de delaminación con una mezcla específica de fluidos diseñada por Saperatec GmbH (Alemania). El objetivo es conseguir una óptima difusión de estos fluidos entre las capas que forman el material y conseguir una separación de capas mediante flotación posterior con efectividades superiores al 99%. El resultado de esta etapa son a su vez dos flujos diferentes: uno compuesto de aluminio puro que va a funcionalización (corriente C3 en Fig.2) y otro, mezcla de LDPE/LLDPE y PET que se destina a reciclaje enzimático (corriente C4 en Fig.2).

2.5 Reciclaje enzimático

En esta etapa, la corriente de PET/LDPE/LLDPE procedente del paso anterior (corriente C4 en Fig.2) es sometida a diferentes tipos de proceso –extrusión con enfriamiento rápido y micronización, degradación térmica con prooxidantes, radiación UV y microondas- para reducir su fracción cristalina y su peso molecular y así facilitar el consiguiente reciclaje enzimático.

En este tipo de reciclaje, fracción PET/LDPE/LLDPE pretratada es degradada con una enzima diseñada a medida por Epoch Biodesign (Reino Unido) para este tipo de residuo. Los productos resultantes de esta degradación, que incluyen ácido terftálico (TPA), etilén glicol (EG) y alquenos se determinan cuantitativamente y son las materias primas para la fabricación de bioplásticos en otros paquetes de trabajo del proyecto.

2.6 Funcionalización química

En esta etapa, las partículas de aluminio de la separación física de las multicapas (corriente C3 en Fig.2) descritas en el punto 2.4 son modificadas químicamente por la Universidad de Agronomía de Viena (BOKU) para obtener una compatibilidad y dispersión adecuadas en la matriz de polietileno (PE). Para conseguir este objetivo se han investigado dos vías: unión directa con un ligando orgánico y posterior modificación con una capa exterior de PE, y proceso en dos etapas con modificación inicial de las partículas con óxidos de aluminio y silicio seguida por una síntesis in-situ de la capa exterior de PE.

2.7 Extrusión, descontaminación y compounding

Finalmente, la corriente C2 formada por el PE y sus multicapas es mezclada con distintos aditivos compatibilizantes y con las partículas funcionalizadas de aluminio del paso anterior en un sistema de compounding que además de asegurar una mezcla dispersiva está compuesto de un sistema de extrusión a vacío, necesario para alcanzar condiciones de grado apto para contacto alimentario requeridas en Europa por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA).

2.8 Otras tecnologías

El proyecto, además de los métodos de tratamiento descritos en los apartados anteriores y desarrolladas expresamente para la tipología de los residuos a tratar, implementa una serie de tecnologías y acciones. Entre ellas destacan la herramienta de integración de datos (DIS) que garantiza la trazabilidad de todos los flujos de materiales, la de control predictivo desarrollada mediante machine learning que permite optimizar las operaciones o los estudios de los ciclos de vida (LCA) y viabilidad económica (LCC) de las cadenas de valor establecidas.

3. Conclusiones

La principal conclusión del presente trabajo es que el abordaje de la valorización de un residuo plástico tan complejo como la bolsa aséptica alimentaria solamente es posible mediante un enfoque sistémico que considere las diferentes etapas del ciclo de vida de los materiales y residuos e integre diferentes metodologías de reciclado adaptadas a cada uno de ellos. El uso de la tecnología para monitorizar, controlar y gestionar la trazabilidad y la optimización de las operaciones en las cadenas de valor de estos residuos de principio a fin es fundamental.

Referencias

Smil, V., 2020. How the World Really Works: A Scientist's Guide to Our Past, Present and Future, Penguin Books.

Ellen Macarthur Foundation.

<https://ellenmacarthurfoundation.org/> (acceso 27/03/2023).

SESIÓN S2-1

ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA



DESEMPEÑO AMBIENTAL DE ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD EN EL DISEÑO Y FABRICACIÓN DE PREMOLDEADOS DE CONCRETO

Alejandro, Clarisa^{1,2*}; Mercante, Irma¹, Bovea, María D³

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), Instituto de Medio Ambiente (IMA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mendoza, Argentina.

³Ingeniería de Residuos y Sostenibilidad (INGRES), Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, España.

[*clarisa.alejandrino@ingenieria.uncuyo.edu.ar](mailto:clarisa.alejandrino@ingenieria.uncuyo.edu.ar)

Resumen

La Unión Europea lanzó en 2020 el Nuevo Plan de Acción de Economía Circular, centrado en el diseño y la producción de productos sostenibles que aseguren que los recursos utilizados se mantengan en la economía durante el mayor tiempo posible, minimizando a su vez la generación de residuos. Por esta razón muchas empresas han comenzado a incorporar estrategias de circularidad en sus actividades. El objetivo de este trabajo fue evaluar los impactos y beneficios ambientales de la aplicación de estrategias de economía circular en una fábrica de premoldeados de mortero y hormigón, bajo un enfoque de ciclo de vida. En base a indicadores de circularidad se propusieron estrategias de circularidad orientadas al uso de materiales reciclados, reciclaje de residuos del proceso y recirculación interna de materiales, dando lugar a tres escenarios, además del escenario base (situación actual). Se empleó la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la evaluación ambiental de los escenarios, definiendo un modelo de inventario y obteniendo indicadores ambientales para cada uno de ellos. La interpretación de resultados determinó que la recirculación de materiales en planta representa la mejor de las tres estrategias. Se concluye que la utilización de ACV resulta de gran utilidad para comparar estrategias de circularidad desde la óptica ambiental. La línea de trabajo a seguir incluye el estudio de indicadores económicos y sociales, que permitan el análisis integral de las alternativas en el marco del desarrollo sostenible.

Palabras clave: economía circular, comparación de estrategias, indicadores ambientales

1. Introducción

En los últimos años se ha afianzado la idea de que el modelo de economía lineal actual debe cambiar por otro de economía circular (EC). La EC tiene por objetivo mantener el valor de productos, materiales y recursos en el sistema durante el mayor tiempo posible, y reduciendo de este modo el consumo de recursos y la generación de residuos, entre otros. A diferencia del tradicional enfoque industrial lineal, de extraer, fabricar, consumir y descartar, hoy el enfoque se centra en patrones de producción de ciclo cerrado con especial énfasis en los residuos (Ghisellini et al., 2016).

La Unión Europea lanzó en 2020 el nuevo plan de acción de EC (UE, 2020 a,b) con el objeto de acelerar este cambio, contribuir al Pacto Verde Europeo para una economía climáticamente neutra y desvincular el crecimiento económico del uso de recursos. Dicho plan de acción propone una política de productos sostenibles basada en tres aspectos: el diseño de productos sostenibles, el empoderamiento de consumidores y compradores públicos y la circularidad en procesos de producción. El modelo circular se potenció, además, al alinearse con los objetivos de descarbonización y de reducción de la temperatura

global establecidos en el Acuerdo de París en 2015, del cual Argentina forma parte, y en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 2030 fijados por la Organización de Naciones Unidas (ONU) y adaptados por el Plan Argentina 2030 (CNCPS, 2015).

En este marco, empresas de diversas industrias en diferentes regiones han elaborado proyectos de EC para sus procesos de producción, que incluyen estrategias de circularidad vinculadas a reducción del consumo de materia prima, disminución en la generación de residuos, incorporación de sistemas propios de energías renovables, incursión de nuevos modelos de negocios, entre otros. Para tener éxito a nivel global, se requiere la participación activa de todo tipo de organizaciones, con el fin de integrar las estrategias de EC en las actividades diarias (Geissdoerfer et al., 2018).

En Argentina, hay pocos antecedentes de proyectos de estrategias de EC. El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS) ha creado una Mesa Técnica de EC en 2019, pero la investigación y los resultados de evaluación e implementación relativos al tema son incipientes (MAyDS, 2019).

Cualesquiera sean las estrategias de circularidad incluidas en el proyecto de EC planteado por una empresa, se requerirá de una evaluación de las mismas en los aspectos ambientales, sociales y económicos, para la toma de decisiones. En relación al desempeño ambiental de las estrategias, diversos estudios han empleado la metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) como herramienta cuantitativa para obtener indicadores ambientales, ya que se cuenta con varios antecedentes de aplicaciones similares (Horodytska et al., 2020).

El objetivo de este trabajo fue evaluar los impactos y beneficios ambientales de la aplicación de estrategias de EC en un caso de estudio de una fábrica de premoldeados de mortero y hormigón, bajo un enfoque de ciclo de vida.

1.1 Caso de estudio

El caso de estudio trata de una fábrica de elementos premoldeados para uso en obras de construcción. Se ubica en la provincia de Mendoza, Argentina. Es una empresa tipo PYME (Pequeña y Mediana Empresa) que ocupa 33 empleados. Las actividades de gestión de recursos humanos y contabilidad se subcontratan.

Los productos de construcción premoldeados se fabrican según demanda, por lo que se generan lotes de productos. El proceso de producción se compone de dos líneas: una para hormigón y otra para mortero alivianado. La línea de hormigón utiliza agregados finos y gruesos, mientras que la línea de mortero solo usa finos con un aditivo espumígeno. De la producción total, el 80% son productos de hormigón para uso en fabricación de vasijas de vino, y el 20% son productos de mortero alivianado para su uso en módulos habitacionales y paneles de construcción (Figura 1).



Figura 1. Productos premoldeados

El proceso de producción se lleva a cabo según las siguientes actividades: a) troceado y soldadura del hierro estructural, b) preparación de la mezcla cementicia en dos equipos de dosificación y mezclado, uno más grande para la mezcla de hormigón y uno pequeño para la mezcla de mortero, c) colado de las mezclas en moldes metálicos, d) curado del producto en condiciones de humedad y temperatura controladas, con

empleo de rociadores de agua y calentadores de combustión. El agua industrial consumida se extrae de un pozo sin tratamiento previo. Para realizar los movimientos internos de productos y materiales se utilizan grúas pórtico y carretillas elevadoras. También se utilizan dos camionetas para movimientos externos. Finalmente, las actividades de administración completan los procesos unitarios.

Los residuos sólidos generados por el proceso de producción son mortero alivianado, hormigón y chatarra de hierro. Los residuos de mortero y hormigón se eliminan en vertederos para materiales inertes. Los residuos de hierro se recogen y reciclan por separado. Los efluentes se tratan a través de una instalación de sedimentación por gravedad sin consumo de energía y luego se descargan al drenaje del vial.

2. Metodología

El trabajo se desarrolló mediante dos actividades principales: en la primera se identificaron las estrategias de circularidad y en la segunda se evaluaron las mismas con indicadores ambientales.

Las estrategias de circularidad se identificaron y seleccionaron con foco en los procesos de producción y en el consumo de recursos materiales y energéticos. Para ello se tuvo en cuenta la evaluación de la situación actual de la empresa mediante indicadores de circularidad cuantitativa extraídos de Vinante et al. (2021). La Tabla 1 lista los indicadores de circularidad y sus valores para el escenario base SCO (escenario actual), en el año 2020.

Tabla 1. Indicadores de circularidad del escenario base

Indicador	Escenario base (SCO)
Consumo de energía eléctrica (kWh)	40872
Consumo de agua (m ³)	432
Consumo de materiales (t)	2508
Consumo de diesel (m ³)	31
Generación de residuos sólidos (m ³)	338
Contenido reciclado en la materia prima (%)	0
Efluentes líquidos del proceso (m ³)	9
Residuos recirculados/reusados (t)	0

La metodología utilizada para obtener el perfil ambiental de cada estrategia propuesta fue el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), según normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). A continuación, se describen las fases de la misma:

- Definición de objetivo y alcance. El objetivo del estudio fue comparar el perfil ambiental de cada escenario generado a partir de las estrategias de circularidad con el escenario base (SCO).
- Análisis del inventario. Se determinaron los flujos cuantitativos de entrada y salida para cada material y proceso involucrado en relación a la unidad funcional. Los datos se obtuvieron preferiblemente de datos primarios de la empresa y sus proveedores. Cuando esto no fue posible, se completaron con datos secundarios obtenidos de la literatura o de la base de datos Ecoinvent (2020).
- Evaluación de Impactos Ambientales (EICV). En esta fase se seleccionaron y obtuvieron indicadores ambientales para diferentes categorías de impacto: calentamiento global, acidificación, eutrofización, disminución de la capa de ozono, agotamiento de recursos abióticos y oxidación fotoquímica. Se aplicó el método CML-IA baseline V3.05 (CML, 2016) por ser uno de los métodos con mayor consenso en la comunidad científica. No se han considerado las cargas ambientales de infraestructura. Se utilizó el Software 9.1.1 software (PRé Sustainability B. V., 2020).

- Interpretación. Los resultados del EICV se analizaron de acuerdo con el objetivo del estudio. Los escenarios generados a partir de cada estrategia de EC se compararon con el escenario base y se obtuvieron conclusiones respecto a la efectividad ambiental de las estrategias propuestas.

3. Resultados y discusión

3.1 Propuesta de estrategias de circularidad

El análisis de circularidad realizado arrojó que la empresa tiene dos indicadores con importantes posibilidades de mejorar, el contenido reciclado de materias primas y el reciclaje de residuos. En ambos indicadores los valores actuales son nulos; es decir, que la empresa no tiene implementadas acciones en este sentido. A partir del análisis de estos resultados se propusieron tres escenarios alternativos al escenario base: SC1, SC2 y SC3:

- Escenario SC1. Uso de materiales reciclados. Se propuso incluir dos tipos de material reciclado en las mezclas cementicias: plásticos triturados en el caso del mortero según dosificación recomendada por Ojeda et al., (2020), y áridos gruesos secundarios en el caso del hormigón, según porcentajes verificados por González-Fonteboa and Martínez-Abella, (2005) y en cumplimiento de la Norma IRAM 1531 (2016). En ambos casos se tuvo en cuenta que los porcentajes incorporados no comprometieran la calidad del producto.
- Escenario SC2. Reciclaje de residuos del proceso. La mayor parte de los residuos sólidos derivados del proceso de fabricación son inertes, y se envían a disposición final en terreno. Esta fracción se clasifica como residuo de construcción y demolición (RCD) y se propuso transportarlo a una planta de reciclaje de RCD. Se asume una eficiencia de reciclaje del 90% y una tasa de sustitución de 1:1, de acuerdo con instalaciones similares (Mercante, 2014; Mercante et al., 2012).
- Escenario SC3. Recirculación de materiales. La estrategia consideró el reciclaje in situ del RCD generado en el proceso de producción. El residuo generado se tritura y es utilizado como material secundario en un porcentaje del 20 % de sustitución como máximo del agregado grueso. Se considera la adquisición de una pequeña trituradora, con potencia de 3 HP y capacidad de 2 m³/h.

3.2 Perfil ambiental de las estrategias de circularidad

Para obtener el perfil ambiental de las estrategias de circularidad se desarrollaron todas las fases del ACV según lo detallado en la metodología y se obtuvieron los resultados presentados a continuación.

- Definición de objetivo y alcance. El objetivo del estudio de ACV fue obtener los perfiles ambientales de los tres escenarios generados por la implementación de cada estrategia de circularidad (SC1, SC2 y SC3) y compararlos con el del escenario base (SCO). Se consideró un alcance de la cuna a la puerta (ver Figura 3) y se definió la unidad funcional de 1 m³ de producto final. Para ello, se consideró un 20% de mortero y un 80 % de hormigón, por cada m³ de producto producido.

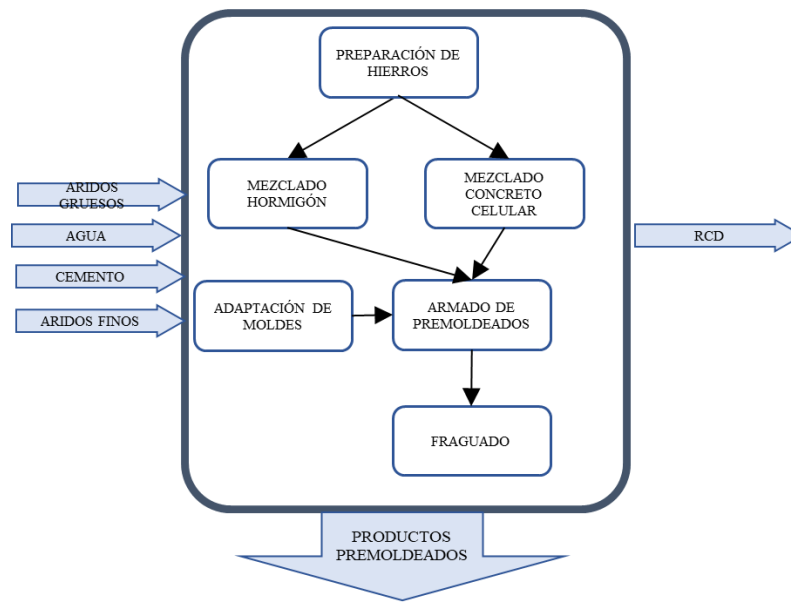


Figura 3. Límites del sistema bajo estudio.

- Análisis de Inventario. Se elaboró el inventario de ciclo de vida con datos primarios y secundarios, tal como se observa en la Tabla 2. Se estimaron los flujos de entrada y salida y las distancias de transporte, de las materias primas y residuos para cada escenario (línea de base y alternativas), los cuales se detallan en la Tabla 3.

Tabla 2. Modelo de Inventario

Componente	Modelo de Inventario		
	Entrada/Salida	Fuente de datos	Referencia
Materia prima	Agregado grueso y fino	Promedio de datos locales	Mercante (2014)
	Cemento	Base de datos adaptada al mix eléctrico de Argentina	CAMMESA (2020). Ecoinvent (2020)
	Plástico reciclado	Datos directos en instalaciones del proveedor	Alejandrino et al. (2019)
	Agregado grueso reciclado	Datos directos en planta de tecnología similar	Mercante (2014)
	Espumígeno	Excluidos por regla de corte	
	Aceite lubricante		
Aditivos			
Energía eléctrica	Energía eléctrica de red	Base de datos adaptada al mix eléctrico de Argentina	CAMMESA (2020). Ecoinvent (2020)
Combustible.	Diesel		
Tratamiento y disposición final de RCD	Vertedero de RCD	Datos locales	Mercante (2014). Mercante et al. (2012)
	Planta de reciclaje de RCD	Datos directos de plantas de similar tecnología	
Transporte de materiales y residuos	Cemento	Datos de proveedores	Mercante (2014) y Mercante et al. (2012). Alejandrino et al. (2019)
	Agregados grueso y fino		
	Plástico reciclado		
	Agregado grueso reciclado		
	Vertedero RCD		
	Planta de reciclaje de RCD		

Tabla 3. Flujos cuantitativos de entrada- salida

Materiales y flujos de residuos	Escenarios				Distancia (km)
	SC0	SC1	SC2	SC3	
Cemento (kg)	350,7	336,5	350,7	350,7	260
Agregado fino (kg)	898,1	881,0	898,1	898,1	16
Agregado grueso (kg)	774,2	619,4	774,2	619,4	16
Agua (Lts)	352,9	342,0	352,9	352,9	.-
Plástico reciclado (kg)	0,0	15,8	0,0	0,0	15
Agregado grueso reciclado (kg)	0,0	118,1	0,0	0,0	15
Agregado grueso recirculado (kg)	0,0	0,0	0,0	118,1	.-
RCD a vertedero (kg)	274,5	274,5	0,0	143,2	1
RCD a reciclaje (kg)	0,0	0,0	274,5	0	12

Nota: las mejoras respecto a SC0 se indican en celdas grises.

El análisis de los datos del inventario de ciclo de vida (Tabla 3) permite ver que hay importantes mejoras de los escenarios alternativos respecto al escenario base. El escenario de uso de materiales reciclados logró reducciones cercanas al 5% del consumo de agua, agregado fino y cemento y redujo en un 20% el consumo de agregado grueso virgen. El escenario de reciclaje de residuos produjo la reducción del 100% de residuos enviados a vertedero. El escenario de recirculación interna de materiales redujo el 20% del consumo de agregado grueso y representó casi un 50% menos de residuos en vertedero.

- Evaluación del impacto (EICV). Los resultados de los efectos ambientales de cada estrategia de EC se compararon con el escenario base (SC0), y se presentan en la Figura 4. El escenario SC1 presenta beneficios sólo para EP y aumentos para el resto de categorías, en relación a SC0. Esto se explica por el hecho de que utilizan materiales reciclados que requieren procesos de acondicionamiento previos, los cuales aportan cargas ambientales. El escenario SC2 manifiesta incrementos en los impactos ambientales para todas las categorías evaluadas. La causa del mayor impacto para SC2 se atribuye a la mayor distancia de transporte (para el vertedero es de 1 km, y para la planta de reciclaje de 12 km). El escenario SC3 genera menos impacto para todas las categorías evaluadas.

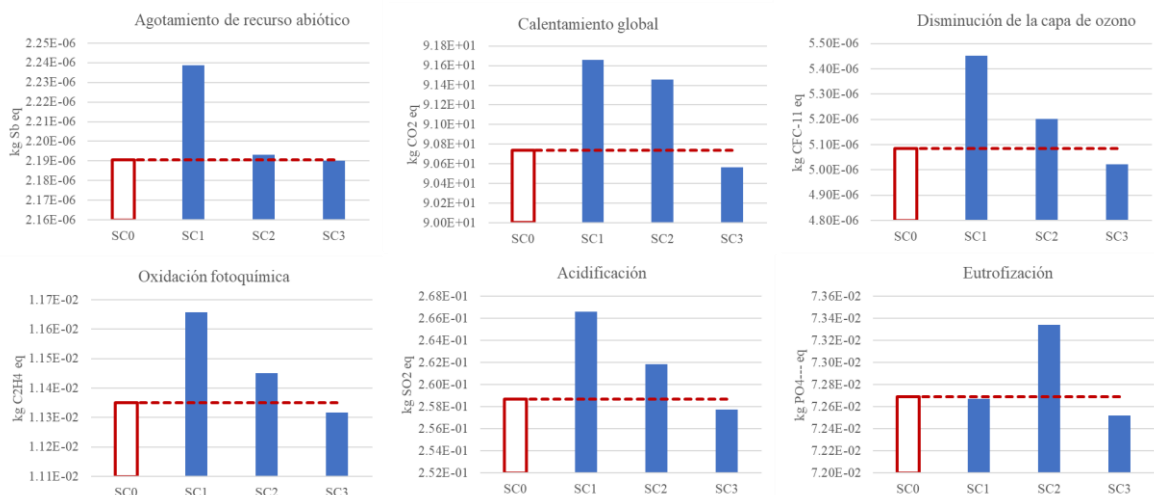


Figura 4. Comparativa del perfil ambiental para cada escenario de EC.

Si bien todos los escenarios alternativos resultaron beneficiosos desde el punto de vista de la EC, el análisis de impactos ambientales mostró diferencias entre los tres escenarios generados por cada estrategia de circularidad. Es posible concluir que la recirculación de materiales en planta representa la mejor de las tres estrategias, analizadas desde el punto de vista ambiental.

4. Conclusiones

Se concluye que la utilización de ACV resulta de gran utilidad para comparar estrategias de economía circular en las empresas, y es necesaria para la toma de decisiones. Asimismo, se puede afirmar que no todas las estrategias de EC son efectivas desde el punto de vista ambiental, analizadas con enfoque de ciclo de vida.

Otras estrategias relativas a la circularidad en los procesos de producción son eficiencia energética, utilización de energía renovable y recirculación de efluentes. Todas ellas podrían ser analizadas mediante ACV para complementar el presente estudio.

Finalmente, este trabajo es sólo una parte de la evaluación, ya que es necesario completar el análisis con indicadores económicos y sociales, que permitan el análisis integral de las alternativas en el marco del desarrollo sostenible.

Referencias

- Alejandrino, C., Mercante, I., Cereda, M., 2019. Perfil ambiental de ladrillo fabricado a partir de plástico reciclado, in: Gitto, J., Soengas, C., Biondi, L. (Eds.), X EnIDI. Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional San Rafael, Mendoza, pp. 94–99. <https://doi.org/ISBN 978-950-42-0197-7>
- CML, 2016. CML-IA characterization factors [WWW Document]. URL www.cml.leiden.edu/software/datacmlia.html. (accessed 1.29.21).
- CNCPS, 2015. Plan Argentina 2030. Consejo Nacional de Coordinación Políticas Sociales. Gobierno de Argentina. <http://www.argentina.gob.ar/politicassociales/ods/institucional/adaptacionyseguimiento>
- Ecoinvent, 2020. Ecoinvent Database version 3.7.1 [WWW Document]. URL <https://www.ecoinvent.org/> (accessed 04.04.21)
- Geissdoerfer, M., Vladimirova, D., Evans, S., 2018. Sustainable business model innovation: a review. *J. Clean. Prod.* 198, 401–416. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.240>
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- González-Fonteboa, B., Martínez-Abella, F., 2005. Hormigones con áridos reciclados: estudio de propiedades de los áridos y de las mezclas. *Mater. Construcc.* 55, 53–66.
- Horodytska O.; Kiritis D.; Fullana A. 2020 Upcycling of printed plastic films: LCA analysis and effects on the circular economy. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122138>
- IRAM, 2016. Norma IRAM 1531 - Agregado grueso para hormigón de cemento. Requisitos y métodos de ensayo. Instituto Argentino de Normalización y Certificación (IRAM).
- ISO 14040, 2006. Environmental management—life cycle assessment—Principles and framework, International Organization for Standardization (ISO).
- ISO 14044, 2006. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines, International Organization for Standardization (ISO).

- MAyDS. 2019. Mesa técnica de Economía Circular. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/control/mesa-economia-circular>
- Mercante, I.T., Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Arena, A.P., 2012. Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 232–241. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0350-2>
- Mercante, I., 2014. Propuesta metodológica para la evaluación del desempeño ambiental de sistemas de gestión de residuos de construcción y demolición. Universidad Nacional de Cuyo. ISBN 978-987-27642-3-4.
- Ojeda, J.P., Mercante, I.T., Horacio Fajardo, N., 2020. Ensayos mecánicos sobre morteros con agregados de plástico reciclado dosificados según modelo de conductividad térmica. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 36, 465–474. <https://doi.org/10.20937/rica.53452>
- PRé Sustainability B. V., 2020. SimaPro 9.1.1. URL <https://simapro.com>
- European Commission, 2020a. A new circular economy action plan for a cleaner and more competitive Europe.
- European Commission, 2020b. COM (2020)102 final - A new industrial strategy for Europe.
- Vinante, C., Sacco, P., Orzes, G., Borgianni, Y., 2021. Circular economy metrics: Literature review and company-level classification framework. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125090>

IMPLICACIÓN DE ALUMNADO EN RESOLUCIÓN DE PROBLEMAS AMBIENTALES: RESIDUOS DE APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS (RAEE)

E. Acha^{1*}, B. B. Perez-Martinez¹, H. Afonso², A. Lopez-Urionabarrenechea¹, A. Serras-Malillos¹, E. Lizundia²,
M. Iturrondobeitia²

¹ Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente

² Departamento de Expresión Gráfica y Proyectos de Ingeniería

Escuela de Ingeniería de Bilbao, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Plaza Ingeniero Torres Quevedo,
1,48013 Bilbao, España.

*esther.acha@ehu.eus

Resumen

Los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) son equipamientos de amplio uso en la sociedad. En las últimas décadas se han convertido en un residuo muy abundante, cuya tasa de generación se prevé creciente. Debido a su rápida obsolescencia, su vida útil es breve y, además, la facilidad con la que pueden ser reemplazados hace que muchos de ellos se cataloguen como residuos cuando aún conservan su estado funcional. En muchos casos estos residuos se gestionan sin diferenciar los que funcionan de los que no, acabando todos en la planta de tratamiento. En esta planta, la mayoría de los plásticos de RAEE salen mezclados y junto con otros materiales, formando una fracción rechazo. La heterogeneidad de esta fracción hace inviables vías más comunes de reciclado, dejando actualmente como única alternativa su incineración o su depósito en vertederos. En este trabajo se ha implicado a alumnado de máster y de tesis en el estudio de la pirólisis como alternativa para la valorización de esta fracción rechazo, analizando la opción de producir otros compuestos o corrientes aprovechables. Además, mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha comparado este tratamiento propuesto con las vías de gestión actuales. Esto ha permitido a los estudiantes implicados conocer una problemática actual, y tomar parte activa en el planteamiento de una gestión más eficiente de estos materiales/residuos/recursos, mediante una acción evidente de economía circular.

Palabras clave: Residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE); Análisis de Ciclo de Vida (ACV); educación en residuos, reciclado, pirólisis

1. Introducción

Los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) han sido designados como uno de los flujos de residuos más complejos de tratar y reciclar debido a la heterogeneidad de sus materiales con presencia de sustancias peligrosas. Esto ha llevado a que su recogida, tratamiento y reciclado estén fijados por una Directiva Europea específica (Directiva 2012/19/UE). Con una vida útil media de entre 4 y 10 años (Reuter et al., 2015) y el coste relativamente bajo de algunos de los aparatos, que los hace fácilmente sustituibles, la cantidad de RAEE generados asciende a 53,6 Mt anuales (Forti et al., 2020). Del total de RAEE generados en Europa, aproximadamente el 50 % se recoge para su correcto tratamiento, perdiéndose la otra mitad en otras vías habituales de eliminación (Baldé et al., 2020).

Una vez que los RAEE llegan a la planta de reciclaje, se someten a diferentes procesos como la clasificación, la reducción de tamaño, la separación posterior para recuperar los componentes valiosos de los aparatos

(Cherrington y Makenji, 2019). Los productos peligrosos, como el refrigerante del frigorífico o el mercurio de las pilas, se eliminan previamente para no contaminar el proceso. Las piezas metálicas, que constituyen el 40 % en peso (Kanaujia et al., 2021), se recuperan en varias etapas. Tras todos estos procedimientos, queda una fracción plástica restante, que supone en torno al 30 % en peso de la alimentación inicial. Aplicando un enfoque de economía circular, promovido por la Unión Europea en el nuevo Pacto Verde Europeo, se está fomentando la recuperación total de los materiales del producto a reciclar en lugar de las actuales vías de vertido o valorización energética.

El reciclaje de la fracción plástica restante es un reto en sí mismo, dada su compleja composición: polímeros a base de estireno, resinas termoestables, PVC, tereftalato de polibutileno (PBT) y polipropileno (PP), entre otros (Esposito et al., 2020). La heterogeneidad de la muestra y la incompatibilidad de algunos de los polímeros presentes en los flujos no la hacen adecuada para el reciclado mecánico (Ragaert et al., 2017). Por ello, el reciclado químico se plantea como una alternativa para el reciclado y revalorización de esta fracción rechazo. Los procesos termoquímicos, como la pirólisis, han demostrado su eficacia en el tratamiento de flujos de residuos plásticos, ya que son capaces de generar una gran variedad de productos valiosos. La pirólisis es muy flexible, y es capaz de producir una amplia gama de productos en tres estados diferentes: sólido, líquido y gas. La cantidad y calidad de estos productos dependerá de los parámetros del proceso, como temperatura, velocidad de calentamiento y tiempo de residencia.

En las universidades, como en cualquier otra empresa o institución, también se generan residuos de aparatos eléctricos y electrónicos. En la Universidad del País Vasco, según datos de la Dirección de Sostenibilidad y Compromiso Social de La UPV/EHU, en el año 2021 se gestionaron mediante empresa autorizada unas 33 toneladas de RAEE, que suponía casi un tercio de la totalidad de residuos peligrosos generados en la universidad. En este trabajo se realizó un estudio multidisciplinar enfocado al reciclado termoquímico de este residuo rechazo plástico y el análisis de su impacto mediante Estudio de Ciclo de Vida, involucrando a dos alumnos de máster y tesis en su desarrollo. La participación de estos estudiantes permite la adquisición de competencias y habilidades en el ámbito de la sostenibilidad, concretamente, en aquellos aspectos relacionados con la gestión de residuos, y la reutilización, analizando mediante el estudio de ciclo de vida sus vías de gestión y de valorización, y estableciendo estrategias más sostenibles. Siendo todos ellos parte de los ejes Estratégicos de la UPV/EHU y de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Además, esa implicación del alumnado permite desarrollar competencias específicas y transversales, siempre desde el marco global del desarrollo sostenible, como son: conocimientos básicos y aplicación de tecnologías medioambientales y sostenibilidad, aplicación de principio éticos, autonomía y autorregulación, compromiso social, innovación y Emprendizaje y pensamiento crítico y trabajo en equipo.

En este trabajo se ha realizado la pirólisis en distintas condiciones, de fracción plástica rechazo de RAEE y se ha hecho el análisis de las alternativas de gestión mediante ACV.

2. Metodología

2.1 Pirólisis de la fracción plástica rechazo de RAEE a estudio

La muestra seleccionada para los ensayos de pirólisis se trata de una corriente plástica rechazo generada en una planta de tratamiento de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos. Esta fracción rechazo es una corriente muy heterogénea en cuanto a aspecto y a composición. En cuanto a composición material los principales son: plásticos estirénicos (45 % en peso), otros termoplásticos (23 % en peso), poliolefinas (13 % en peso), metales no magnéticos (3 % en peso), circuitos impresos (2,7 % en peso) y PVC (2 % en peso). El análisis termogravimétrico de la muestra describió dos etapas principales de degradación. La primera, que ocurría entre 250 °C y 350 °C, corresponde principalmente a la liberación de cloro, donde se rompen los enlaces C-Cl. El segundo paso de la degradación, a temperaturas de entre 350 °C y 510 °C, corresponde a la liberación de hidrocarburos producida por el craqueo de los plásticos a través de la rotura de los enlaces C-C y C-H.

Los ensayos de pirólisis los ha realizado uno de los estudiantes en una instalación a escala de laboratorio, con un reactor de 3,5 L donde se introducen 100 g del residuo, y que dispone de la opción de conectar en serie un reactor tubular para el tratamiento en línea de los vapores de pirólisis generados (Figura 1). Los productos generados tras la pirólisis (sólido, líquidos y gases) se recogen y se analizan para determinar su composición y posible uso industrial. La fracción rechazo de RAEE se ha sometido a dos procesos de pirólisis de donde se han obtenido datos que se han empleado para realizar el análisis de ciclo de vida de los tratamientos comparados. En primer lugar se ha realizado una pirólisis convencional del residuo (Pirólisis A). Para ello se ha sometido el residuo a una pirólisis con rampa de 15 °C/min hasta 500 °C, manteniéndolo 30 min a esa temperatura y empleando 1 LN/min de nitrógeno de gas de arrastre. Los vapores generados se han enfriado a la salida del reactor de pirólisis en un tren de condensación. En esta etapa de condensación se han recogido los compuestos condensables (fase líquida) y los no condensables se han recogido a continuación en bolsas (fase gaseosa). Al finalizar el proceso de pirólisis se ha recogido el sólido remanente en el reactor. De esta forma se han recuperado las tres fases generadas tras la pirólisis, se han calculado los rendimientos del proceso y se ha procedido a su análisis composicional mediante cromatografía gaseosa convencional para los gases y acoplada a un espectrómetro de masas para los líquidos. Esta pirólisis convencional se ha comparado con una pirólisis más compleja, Pirólisis B, en la que se ha añadido un segundo reactor tubular relleno a 400 °C donde se ha realizado un tratamiento térmico a los vapores. La salida de los vapores de este segundo reactor se ha enviado al tren de condensación, permitiendo la recogida tanto de la fase líquida como de la fase gaseosa.

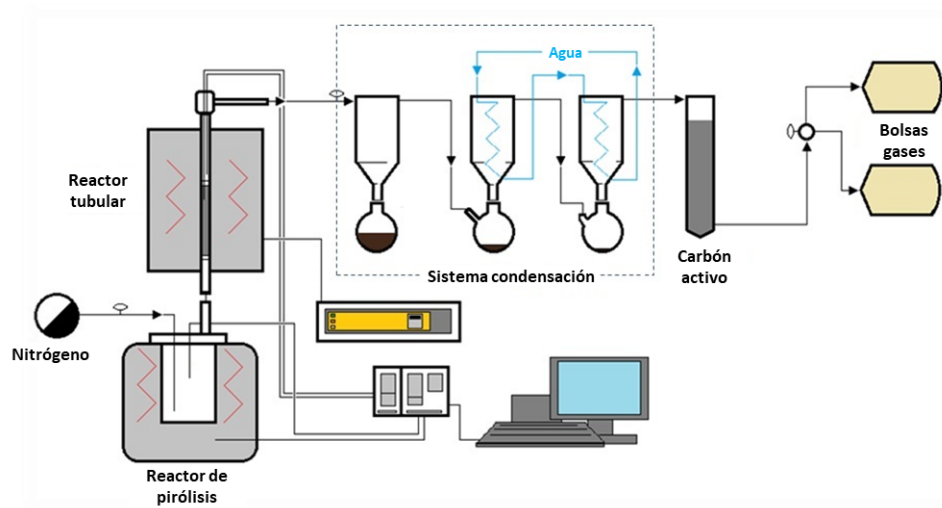


Figura 1. Esquema de la instalación de pirólisis empleada en la experimentación.

2.2. Análisis de ciclo de vida

El análisis de ciclo de vida, realizado por el segundo estudiante involucrado en este trabajo, según la normativa ISO 14040. La figura 2 resume los escenarios que se han evaluado. Por una parte, se ha estudiado la eliminación de la fracción plástica rechazo de los RAEE mediante vertedero, y por otra parte se han estudiado los dos tratamientos de pirólisis/térmico anteriormente descritos que permiten su revalorización.

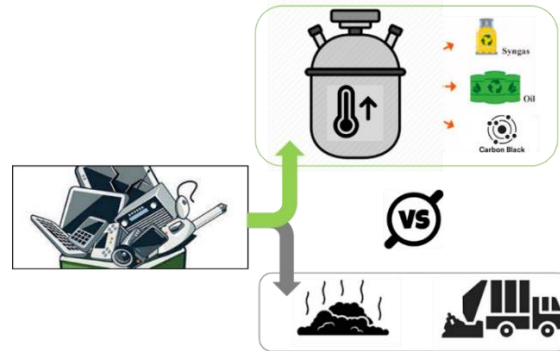


Figura 2. Esquema de la comparativa realizada en el análisis de ciclo de vida de la fracción plástica rechazo de RAEE.

La unidad funcional que se ha analizado ha sido ‘Fin de vida de 100 g de RAEE’. El sistema comienza en el residuo, el proceso de fin de vida y las salidas de dicho proceso. Se han analizado y comparado tres casos: vertedero, pirólisis A y pirólisis B. La base de datos que se ha utilizado ha sido ecoinvent 3.9, y de la misma se han obtenido los datos para el proceso llamado vertedero. Los datos de consumos energéticos y productos químicos, tanto en las entradas como salidas para los procesos de pirólisis han sido los obtenidos experimentalmente. A modo de ejemplo se muestra en la Tabla 1 la tabla de inventario para el caso de pirólisis B.

Tabla 1. Inventario para la realización del ACV en el tratamiento de pirólisis B.

Pirólisis B				
Entradas	Flujo	Cantidad	Unidad	ecoinvent 3.9- proveedores
	RAEE	100	g	x
	Energía reactor	9600	kJ	market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - Europe without Switzerland
	Energía en el tubular	4320	kJ	market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - Europe without Switzerland
	N ₂	50	L	market for nitrogen, liquid nitrogen, liquid Cutoff, U - RER
	Relleno Tubular	235	g	x
Salidas	Flujo	Cantidad	Unidad	
	Carbón activo	25	g	activated carbon, granular, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/202:Manufacture of other chemical products/2029:Manufacture of other chemical products n.e.c.
	CO ₂	3.29	g	carbon dioxide, in chemical industry, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2012:Manufacture of fertilizers and nitrogen compounds
	H ₂	0.98	g	Manufacturing/19:Manufacture of coke and refined petroleum products/192:Manufacture of refined petroleum products/1920:Manufacture of refined petroleum products
	CH ₄	1.47	g	biomethane, low pressure, vehicle grade, Electricity, gas, steam and air conditioning supply/35:Electricity, gas, steam and air conditioning supply/352:Manufacture of gas;

				distribution of gaseous fuels through mains/3520:Manufacture of gas; distribution of gaseous fuels through mains
combustible	Tolueno	3.96	g	toluene, liquid, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2011:Manufacture of basic chemicals
	Etilbenceno	5.72	g	ethyl benzene, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2011:Manufacture of basic chemicals
	Estireno	19.8	g	styrene, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2011:Manufacture of basic chemicals
	alfa-metilestireno	4.84	g	styrene, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2011:Manufacture of basic chemicals
	Fenol	6.6	g	Phenol, Manufacturing/20:Manufacture of chemicals and chemical products/201:Manufacture of basic chemicals, fertilizers and nitrogen compounds, plastics/2011:Manufacture of basic chemicals

El ACV se ha realizado en el software openLCA con la base de datos ecoinvent 3.9. y para el cálculo de impactos medioambientales se ha seleccionado la metodología Recipe 2016 Midpoint, dado que proporciona 18 categorías de impacto, facilitando así una evaluación a fondo del efecto medioambiental de los distintos escenarios a estudio. El uso de ReCiPe 2016 sobre otros métodos como CML- Baseline proporciona categorías de impacto adicionales que sin duda pueden ayudar a proporcionar información más significativa para futuros trabajos. Precisamente, varias categorías que vale la pena analizar en este estudio no están cubiertas por otros métodos como el CML-IA (uso de la tierra, escasez de recursos fósiles, o consumo de agua). Además, se seleccionaron indicadores de punto medio sobre los de punto final porque los primeros se enfocan en problemas ambientales únicos, mientras que los últimos muestra el impacto ambiental en tres niveles de agregación más altos (salud humana, biodiversidad y escasez de recursos) que aumentan la incertidumbre de los datos. Se siguió una perspectiva de la tumba a la cuna para comprender el efecto de la pirólisis como fin de vida.

3. Resultados

3.1. Pirólisis

A continuación, en la Tabla 2 se muestran los resultados experimentales de rendimiento y de poder calorífico del gas obtenidos en los ensayos experimentales de pirólisis, denominados A (pirólisis) y B (pirólisis y posterior tratamiento térmico). Los resultados de composición simplificada de la corriente líquida y gaseosa se muestran en la Tabla 2, que junto con la descripción del posible uso como adsorbente del sólido recogido tras la pirólisis se han empleado para realizar la comparativa de los tratamientos mediante el análisis de ciclo de vida.

Tabla 2. Resultados experimentales de rendimiento y poder calorífico del gas obtenidos en los dos tratamientos de pirólisis a estudio: A y B

Pirólisis A			Pirólisis B		
Rendimientos		%peso	Rendimientos		%peso
	Sólido	22		Sólido	25
	Líquido	68		Líquido en relleno	24
	Gas	10		Líquido recogido	44
				Gas	7
Poder calorífico gas		23 MJ/kg	Poder calorífico gas		12 MJ/kg

3.2. Análisis de ciclo de vida de las alternativas comparadas

Tal y como muestran los resultados de la Figura 3, en 14 de 18 categorías de impacto el escenario vertedero tiene impactos más elevados. Ecotoxicidad marina, toxicidad no-carcinogénica y carcinogénica humana y radiación ionizante, son las categorías con mayores impactos para los casos de pirólisis. En esta categoría las emisiones de iones y compuestos metálicos tienen un gran peso y se han detectado emisiones al agua de iones arsénico, cromo, radón y vanadio en los procesos de producción de electricidad. El elevado consumo energético, en este caso el eléctrico, es uno de los hándicaps de los procesos de revalorización térmica. Si bien es cierto que hay que tener en cuenta que los datos empleados son los del proceso a escala de laboratorio, pero el método de calentamiento empleado a nivel industrial es distinto, por ejemplo con quemadores de gas, y su eficiencia energética es superior. Además, estaría la opción de emplear el gas producido en el proceso de pirólisis para alimentar los quemadores y así aprovechar en el propio proceso ese gas y tener un menor consumo.

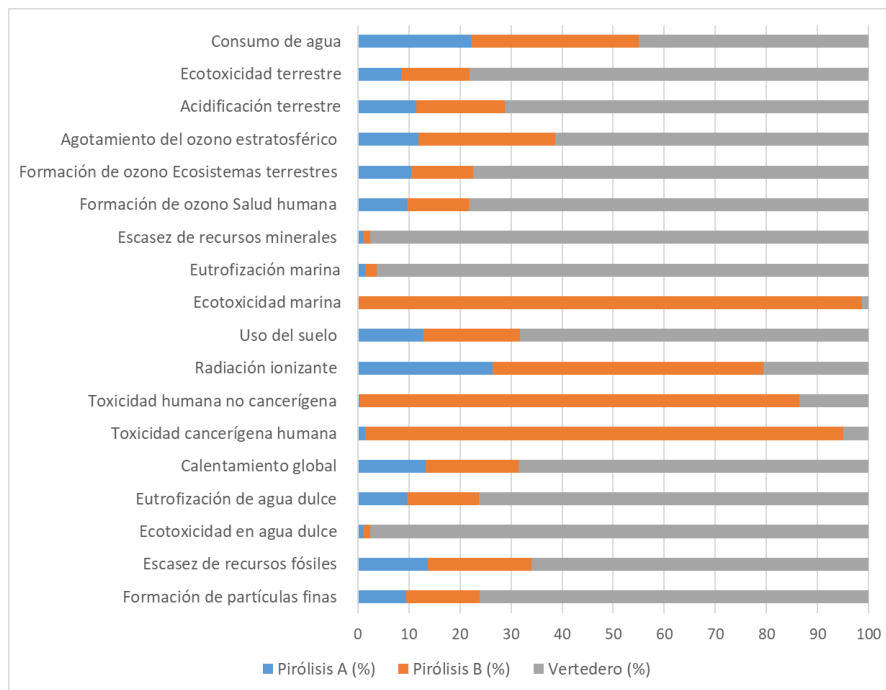


Figura 3. Cuantificación de impactos medioambientales mediante la metodología Recipe 2016 Midpoint.

La categoría de calentamiento global es el indicador de cambio climático más importante, que además se pretende reducir tanto en los planes estratégicos nacionales como en los europeos. Los resultados de los impactos para dicha categoría se resumen en la siguiente figura.

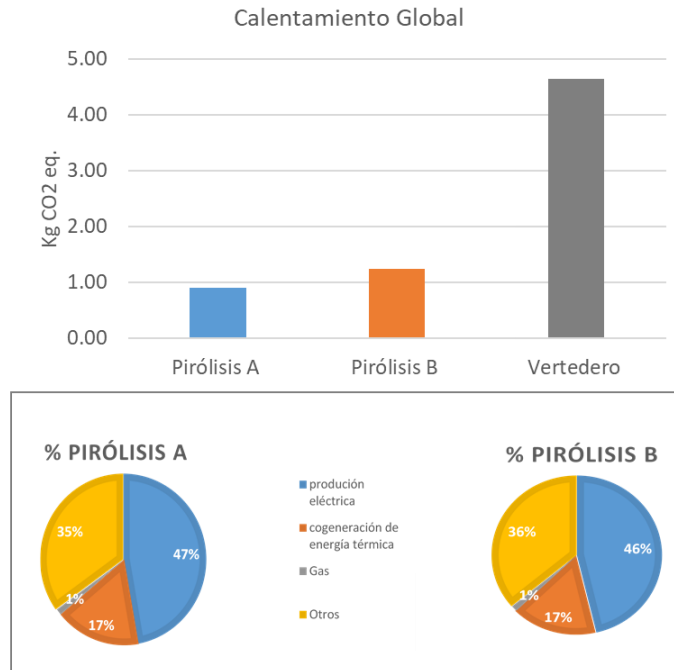


Figura 4. Contribución a la categoría de Calentamiento Global en los casos de pirólisis A y B.

El proceso de pirólisis B contribuye a mayores emisiones de CO₂, que se debe principalmente al consumo energético adicional que supone incorporar el segundo tratamiento térmico al que se someten los vapores. Esto se verifica en el estudio de las contribuciones, donde en ambos casos la producción eléctrica supone un 46 y 47 % del aporte a la categoría de calentamiento global total. La implementación de energías de origen renovable supondría una gran reducción de las emisiones CO₂ y mayores oportunidades para la opción de pirólisis B, donde la revalorización y circularidad de los materiales es mayor.

3.3. Aprendizaje e implicación de los estudiantes

A lo largo de la realización de este proyecto se ha trabajado de forma transversal y colaborativa entre las personas implicadas: alumnado, investigadores, investigadoras y profesorado. Fruto de esta labor conjunta se han desarrollado una serie de competencias específicas y transversales. En cuando a las específicas cabría mencionar habilidades relacionadas con la gestión de residuos, tratamientos, valorización, experimentación y análisis del ciclo de vida. La participación en este proyecto les ha permitido a los alumnos alcanzar o avanzar en competencias más transversales, como por ejemplo: I) Compromiso social: realizando una contextualización crítica y empática del conocimiento ante los retos sociales, económicos y especialmente medioambientales. II) Innovación y emprendimiento: generando, transformando y poniendo en práctica una idea, un procedimiento o una actitud para dar respuesta satisfactoria a diferentes necesidades de problemas. III) Pensamiento crítico y trabajo en equipo: esta competencia se trabajó mediante la colaboración activa entre los miembros del equipo para la consecución de los objetivos del proyecto, lo que les permitió tomar decisiones y resolver los problemas surgidos durante la ejecución del proyecto.

4. Conclusiones

La pirólisis de residuos complejos es una alternativa viable para valorizar estos residuos que actualmente tienen como principal salida el vertedero. Tanto a nivel de reutilización de materiales y cierre del ciclo de vida, como a nivel de impactos medioambientales analizados mediante ACV, se ha demostrado que incluso

un tratamiento simple de estos residuos es ventajoso. Sin embargo, aún hay trabajo que realizar para seguir optimizando el proceso de tratamiento, de forma que las corrientes generadas sean aprovechadas en otras industrias y esto se logre con el menor impacto posible. El análisis de impacto ambiental junto con el trabajo experimental son grandes aliados para el desarrollo de nuevos y mejorados tratamientos y revalorizaciones a realizar a estos residuos complejos. Con el tratamiento pirolítico más térmico se han obtenido impactos menores en casi todas las categorías que el depósito en vertedero, además de obtener unos productos sólidos, líquidos y gaseosos que se pueden emplear en otros procesos.

Otro aspecto importante de este trabajo ha sido el aprendizaje logrado en el alumnado implicado, no sólo desde un punto de vista tecnológico, experimental o de competencias, si no desde el punto de vista de sensibilización con una problemática actual muy urgente de solucionar, como son los residuos. Actualmente hay en desarrollo una nueva industria relacionada con la gestión de distintas corrientes que actualmente se denominan residuales (tanto de origen urbano como industrial) y es necesario que la universidad tome parte activa en este cambio generacional, pasando de tratar esas corrientes como residuos a verlas como materias primas. Con ese objetivo, es importante que desde la universidad se generen egresados con conocimiento y sensibilización en esta temática.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo económico proporcionado por la Dirección de Sostenibilidad y Compromiso Social de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) a través del proyecto Campus Bizia Lab 22ACHA denominado "Reducción, valorización y análisis del ciclo de vida de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE)- CIRCURAEE". Los autores también agradecen el apoyo del Máster Economía Circular de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) y a la UPV/EHU por la beca predoctoral PIF21/296.

Referencias

- Baldé, C.P.; Wagner, M.; Iattoni, G.; Kuehr, R. In-Depth Review of the WEEE Collection Rates and Targets. *Glob. E-Waste 2020*.
- Cherrington, R.; Makenji, K., 2019. *Mechanical Methods of Recycling Plastics from WEEE*; Elsevier Ltd.
- Esposito, L.; Cafiero, L.; De Angelis, D.; Tuffi, R.; Vecchio Cipriotti, S. Valorization of the Plastic Residue from a WEEE Treatment Plant by Pyrolysis. *Waste Manag.* 2020, 112, 1–10, doi:10.1016/j.wasman.2020.05.022.
- European Parliament Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). Current Consolidated Version 04/07/2018. 2018, 1–40.
- Forti, V.; Baldé, C.P.; Kuehr, R.; Bel, G., 2020. *The Global E-Waste Monitor 2020*.
- Kanaujia, K.; Trivedi, A.; Upvan, K.; Hait, S., 2021. *Hybrid Bioleaching—an Emerging Technique for Extraction of Critical Metals from WEEE*, Elsevier Inc.
- Ragaert, K.; Delva, L.; Geem, K. Van Mechanical and Chemical Recycling of Solid Plastic Waste. *Waste Manag.* 2017, 69, 24–58, doi:10.1016/j.wasman.2017.07.044.
- Reuter, M.; Oyi, O.; Hudson, C.; Schaik, A. van; Heiskanen, K.; Meskers, C.; Christina, H., 2015. *Metal Recycling*.

PRODUCCIÓN DE CSR A PARTIR DEL DESBASTE PROCEDENTE DE EDAR: ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

De la Torre Bayo, Juan Jesús¹; Martín Pascual, Jaime^{1*}; Zamorano Toro, Montserrat¹; Torres Rojo, Juan Carlos²; Bonoli, Alessandra³; Pennellini, Sara³.

¹Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Granada, Granada, España. ²Emasagra S.A., Granada, España

³Departamento de Ingeniería Civil, Química, Medioambiental y de Materiales, Universidad de Bolonia, Bolonia, Italia

*jmpascual@ugr.es

Resumen

Los principios de la economía circular, como nuevo modelo en la gestión de residuos a través de la autosuficiencia energética y la valorización, pueden ser aplicados en la gestión de aguas residuales. El residuo de desbaste procedente del pretratamiento de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), caracterizado por su baja producción, su heterogeneidad y la presencia de impropios, es el único residuo que no se recicla ni valoriza energéticamente, suponiendo un obstáculo para la consecución del residuo cero en la EDAR. Como alternativa a la eliminación en vertedero, se ha estudiado la valorización energética de este residuo, generado en la Biofactoría Sur (Granada). Los resultados relativos al poder calorífico inferior, contenido en cloro y contenido en mercurio, obtenidos para este residuo, muestran características adecuadas para la producción de combustible sólido recuperado (CSR). Este biocombustible es sustitutivo de combustibles fósiles en procesos termoquímicos para plantas de producción de energía o cementeras, reduciendo la huella de carbono. Para estudiar la viabilidad de esta alternativa se ha cuantificado el impacto ambiental mediante la metodología Análisis del Ciclo de Vida utilizando el software SimaPro 8.9.2. Para ello se han establecido cinco escenarios para comparar la actual eliminación en vertedero y la producción de CSR densificado y sin densificar. Los resultados obtenidos muestran que la actual eliminación en vertedero supone mayor impacto medioambiental que la producción de CSR a partir del desbaste.

Palabras clave: Análisis del Ciclo de Vida; combustible sólido recuperado; desbaste; EDAR; valorización energética

1. Introducción

El tratamiento de las aguas residuales es un campo que ha avanzado en las últimas décadas en términos de sostenibilidad y economía circular, mediante la autosuficiencia energética el residuo cero (Gherghel et al., 2019). Los procesos utilizados en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) municipales generan residuos diversos, como el desbaste, que es una mezcla de materia orgánica, textiles sanitarios, papel y plásticos (Hyaric et al., 2010). A menudo, estos residuos no son valorizables en el ámbito de la economía circular, lo que provoca su eliminación en vertederos y problemas ambientales y económicos (Cadavid-Rodríguez and Horan, 2014).

El desbaste representa solo el 1-2% del total de residuos producidos en las EDAR, (Cadavid-Rodríguez and Horan, 2012) recibiendo en consecuencia relativamente poca atención científica en comparación con otros tipos de residuos (Wid and Horan, 2016). La literatura existente se centra en la investigación de tratamientos de gestión anaerobia como alternativa al vertedero.

Recientemente, un estudio de los residuos de cribado de una EDAR en Granada (España) ha demostrado que estos residuos son aptos para su conversión en combustible sólido recuperado (CSR)(De la Torre-Bayo

et al., 2022). Esta conclusión, coincide con la norma ISO 21640:2021, que reconoce los "residuos sólidos procedentes del tratamiento de aguas residuales urbanas" como una fuente viable para la producción de CSR, que es considerado un sustituto viable de los combustibles fósiles en varios sectores industriales (Garg et al., 2009).

El proceso de producción de CSR carece de una tecnología de preparación específica y normalmente implica varias etapas, como la trituración, eliminación de fracciones inadecuadas, secado y acondicionamiento del producto (Kaartinen et al., 2013). En el reciente estudio sobre el desbaste realizado en Granada, se produjo CSR densificado y sin densificar (De la Torre-Bayo et al., 2023) y las pruebas de laboratorio demostraron que el proceso es técnicamente viable y cumple con los requisitos de la norma ISO 21640:2021 (AENOR, 2021).

La eliminación del desbaste en vertederos puede provocar la contaminación del suelo y del agua, así como la producción de gases nocivos, que podrían mitigarse mediante la aplicación de alternativas y tecnologías de conversión de residuos en energía, como la producción de CSR (Cherubini et al., 2009). Sin embargo, para tomar decisiones informadas sobre estos procesos, es necesario realizar un Análisis del Ciclo de Vida (ACV), normalizado por la norma ISO 14044, que tenga en cuenta múltiples factores medioambientales (Tang et al., 2013). La metodología de ACV permite evaluar y medir los inputs y outputs de todo el proceso de generación y eliminación de residuos, incluyendo la energía y los recursos utilizados, así como las emisiones a la atmósfera, la tierra y el agua (Mukherjee et al., 2020).

Desde su introducción en 1995, el ACV se ha utilizado en la gestión de aguas residuales, principalmente en el análisis del impacto ambiental del tratamiento biológico de lodos activados, que constituye el enfoque principal de numerosas publicaciones revisadas recientemente (Gallego-Schmid and Tarpani, 2019). Sin embargo, también se han estudiado otros procesos como la ósmosis y electrodesionización, así como el uso de la tecnología UV para la evaluación de parámetros presentes en aguas residuales (Tong et al., 2013).

El ACV también se ha empleado para evaluar la producción de biocombustibles a partir de residuos, incluyendo combustible derivado de residuos en diferentes formatos, como húmedo, seco y en pellets (Corti and Lombardi, 2001). Las investigaciones han comparado la producción y utilización de combustibles derivados de residuos con la eliminación de residuos mediante vertido, a través del estudio del impacto ambiental de ambos procesos (Patel et al., 2012). El tratamiento del residuo de desbaste no ha sido analizado medioambientalmente, por lo que el objetivo principal del estudio comparativo de ACV es evaluar el impacto ambiental de la producción de CSR a partir del desbaste, como alternativa a la eliminación en vertedero de este residuo.

2. Metodología

La evaluación del impacto ambiental en este estudio se llevó a cabo utilizando la metodología ACV, que es un enfoque ampliamente utilizado para evaluar diversos tratamientos de residuos (Corominas et al., 2020). El método ACV implica varias etapas, incluyendo (i) la definición del objetivo y el alcance del análisis, identificando el objetivo, la unidad funcional y los límites del sistema; (ii) la realización de inventarios y análisis de escenarios; (iii) la evaluación del impacto mediante la asignación de potenciales de impacto de los flujos unitarios a indicadores de categoría y factores de impacto; y (iv) la interpretación de los resultados (Laurent et al., 2014).

Para este estudio, se utilizó el software SimaPro 8.9.2 junto con las bases de datos Ecoinvent 3.3.8 y Agri-footprint. El software elegido facilitó la modelización y el análisis sistemáticos y transparentes de varios ciclos de vida, lo que permitió medir el impacto ambiental en las fases del ciclo de vida seleccionadas e identificar los puntos críticos en todos los aspectos de la cadena (Malijonyte et al., 2016).

2.1 Definición de objetivo y ámbito de aplicación

El presente trabajo se ha realizado a partir de los resultados obtenidos en el citado estudio previo desarrollado en Granada, concretamente sobre los procesos de gestión de aguas residuales de la Biofactoría Sur. Esta instalación trata más de 18 M m³ al año y generó 442,18 toneladas de desbaste húmedo en 2021 (De la Torre-Bayo et al., 2022). El objetivo incluye la justificación de la evaluación, y el ámbito establece una Unidad Funcional (UF) y el límite del sistema analizado (Kovacs et al., 2022).

La función principal del proceso es transformar los residuos. La UF es un criterio objetivo para comparar los escenarios definidos, relacionando entradas y salidas (AENOR, 2006). En este tipo de estudios, la UF debe definirse en términos de entrada al sistema (Cherubini et al., 2009), que para esta investigación se ha considerado como 1 kg de residuo de desbaste húmedo. Este tipo de residuo fue definido de acuerdo con la caracterización desarrollada para el desbaste de la Biofactoría Sur, que tenía un 77,3% de humedad y el resto de sólidos totales estaba compuesto por las fracciones de la Tabla 1 (De la Torre-Bayo et al., 2022). La cantidad de las fracciones se ha extrapolado a la UF, obteniendo las cuantías presentes en la misma tabla.

Tabla 1. Fracciones presentes en el residuo de desbaste.

Fracciones	Descripción	Volumen sobre el total de sólidos (%)	Cantidad en relación a la Unidad Funcional en SimaPro (kg)
Textiles sanitarios	Tampones, toallitas, compresas, etc.	52.10	0.1183
Papel y cartón	Periódicos, cartón ondulado, papel de embalaje, papel de oficina.	11.80	0.0268
Vegetales	Hojas, flores, plantas, restos de comida, etc.	5.50	0.0125
Plásticos	Film plástico, botellas, plástico rígido, envases, preservativos, bolsas.	5.00	0.0113
Otros	Fracciones muy costosas de separar, como restos inertes, pelos, materia orgánica y partículas finas (<20 mm).	25.90	0.0588

2.2. Escenarios y análisis del inventario

Los límites del sistema definen los materiales, procesos y emisiones de este estudio. Los escenarios alternativos al vertedero no consideran las fases del uso futuro para el CSR producido como combustible, sólo contemplan el proceso de producción del biocombustible. Teniendo en cuenta diferentes variables, se han definido los cinco escenarios siguientes.

- Escenario 1. Se trata del sistema actual de eliminación del desbaste. Contempla los procesos de transporte y eliminación en vertedero.
- Escenario 2. Producción de CSR no densificado mediante una primera fase de secado solar y trituración posterior.
- Escenario 3. Producción de CSR no densificado mediante secado térmico y trituración posterior.
- Escenario 4. Producción de CSR densificado. El tipo de secado es solar, y posteriormente contempla las fases de trituración y densificación.
- Escenario 5. Producción de CSR densificado con secado térmico, trituración y densificación.

El esquema del escenario 1 se presenta en la Figura 1, mientras que el resto de escenarios siguen el proceso de producción de la Figura 2.

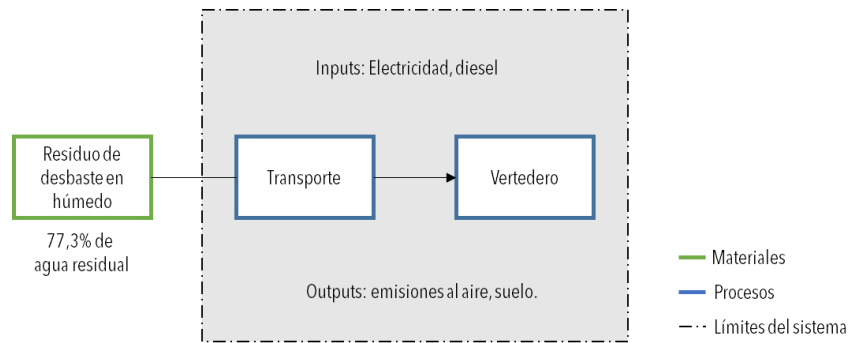


Figura 1. Esquema de la eliminación en vertedero del residuo de desbaste. Escenario 1.

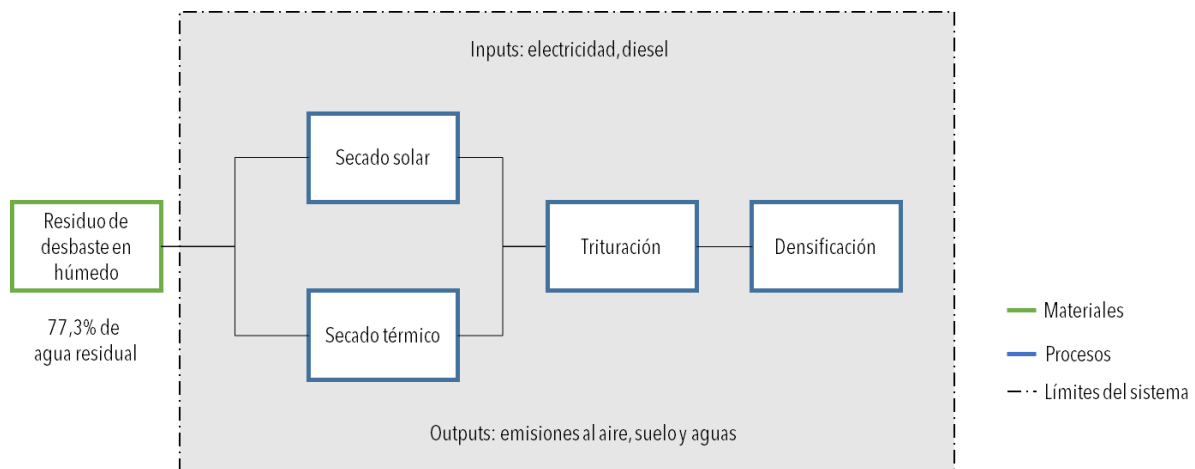


Figura 2. Esquema de la producción de combustible sólido recuperado. Escenarios 2, 3, 4 y 5.

Todos los procesos se han definido para la UF, siendo 1 kg de residuo de desbaste con un contenido de agua del 77,3%, tal como se obtiene tras el proceso de compactación, que se encuentra fuera de los límites del sistema. Los procesos y sus datos relacionados con la electricidad, el combustible y las emisiones, caracterizados respectivamente como inputs y outputs, han sido obtenidos a partir de estudios bibliográficos y teniendo como base de datos Ecoinvent 3.3.8 y Agro-footprint. El inventario de procesos involucrados en los escenarios y definidos en SimaPro se describen a continuación.

- Transporte (Figura 1). Se ha tenido en cuenta el transporte por carretera, siendo la distancia desde el punto de recogida del residuo (Biofactoría Sur de Granada) hasta el vertedero de destino es de 19,7 km. El proceso unitario para el transporte se selecciona de la base de datos Agri-footprint en 'Transporte, recogida de residuos municipales, camión 21t/CH U' transportando una media de 1,21 toneladas de residuos húmedo al día.

- Eliminación en vertedero (Figura 1). No ha sido posible obtener datos sobre las emisiones producidas en relación con la actual eliminación del desbaste en vertedero. Se ha optado por el modelo de residuos sólidos urbanos presente en la base de datos Ecoinvent para su eliminación. La cantidad depositada diariamente es también de 1,21 toneladas de desbaste en húmedo.

- Secado (Figura 2). El objetivo de este proceso es una humedad en el desbaste del 15%, porcentaje que se considera como "residuo seco", y que además cumpliría los requisitos de humedad en algunos procesos termoquímicos (De la Torre-Bayo et al., 2023). Se han definido dos procesos de secado para comparar el posible impacto ambiental de las alternativas. Por un lado, el secado solar mediante un invernadero que contiene un rodillo de escarificación, y un sistema de entrada y salida de aire (Suez, 2003), y que supone un coste eléctrico de 0.040 kWh por UF. La segunda alternativa, más consolidada en procesos de secado, sería el secado por trómel (Malijonyte et al., 2016) con un gasto eléctrico de 0.56 kWh. La cantidad de residuo de desbaste seco tras este proceso sería de 0.377 kg por UF de desbaste húmedo.

- Trituración (Figura 2). El objetivo de este proceso es reducir y homogeneizar la granulometría del residuo, que una vez finalizada esta etapa sería considerado como CSR sin densificar. Siguiendo la revisión bibliográfica, se ha utilizado una trituradora eléctrica estacionaria (Kovacs et al., 2022) que tiene como gasto eléctrico 0.014 kWh por UF. En este proceso no existe pérdida de material, aunque se considera una pérdida de humedad del 0,3% (Al-Moftah et al., 2021) por lo que la cantidad generada de CSR sin densificar es de 0.376 kg por UF.

- Densificación (Figura 2). Se trata del acondicionamiento del CSR como pelets mediante compactación. El gasto energético es de 0.0011 kWh de electricidad y 0.00377 kg de diésel por UF. La disminución de humedad asociada a la peletización se sitúa entre el 2 y el 3% (Gallardo et al., 2021). No se considera pérdida de material, por lo que la cantidad producida de CSR densificado es de 0.366 kg por UF.

2.3. Interpretación de los resultados.

La tercera fase del ACV es la interpretación de los resultados obtenidos mediante el flujo de inputs y outputs de los procesos. Estos resultados se traducen en los impactos ambientales derivados de cada uno de los escenarios propuestos.

La metodología de impacto considerada en este estudio es CML-IA 2001 (mid-point) (Guinée et al., 2001), que se enfoca en las siguientes categorías de impacto: Abiotic Depletion (ADP), Abiotic Depletion (ADP fossil), Global Warming Potential (GWP100a), Ozone Layer Depletion Potential (ODP), Human Toxicity Potential (HTP), Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential (FAETP), Marine Aquatic Ecotoxicity Potential (MAETP), Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP), Photochemical oxidation (POI), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP).

3. Resultados y discusión

Los resultados del ACV para cada categoría de impacto para cada uno de los escenarios planteados en el tratamiento del desbaste se presentan en la Figura 3.

Las categorías ADP y ADP fossil vienen determinadas por la extracción de minerales y materiales fósiles. Los escenarios con densificación (4 y 5) tienen el mayor impacto en esta categoría debido al consumo de combustibles fósiles como carbón o gas natural para la producción de electricidad. La eliminación en vertedero supongo un incremento en ADP fossil debido al diésel del transporte.

GWP100a representa en términos generales las emisiones de dióxido de carbono en un horizonte de tiempo de 100 años. El escenario 1 es el que más contribuye a esta categoría, motivado por las emisiones a la atmósfera, principalmente de metano. El GWP100a del resto de escenarios viene derivado de las emisiones de la combustión de fósiles para producir la energía para llevar a cabo el proceso de producción de CSR.

El impacto ODP es causado principalmente por la emisión de cloruros y bromuros, como consecuencia de la producción de petróleo y gas natural. En este caso, los escenarios con mayor gasto energético (4 y 5) son los que suponen más impacto ambiental en esta categoría.

HTP mide la exposición del ser humano ante la toxicidad ante elementos como el plomo, el zinc y otros contaminantes dentro de los diclorobencenos. El impacto de la eliminación en vertedero en esta categoría

viene determinado por el transporte, sin embargo, en su comparación con el resto de escenarios supone una menor huella, debido a la diferencia de gasto energético.

En relación a las categorías sobre ecotoxicidad, el impacto de los escenarios está ocasionado por la emisión de contaminantes al agua, que pueden ser a océanos y mares o a ríos, y al suelo. El escenario 1 causa el mayor impacto en el FAETP y TETP, mientras que el máximo para la categoría MAETP corresponde al escenario 5.

El POI define la reacción de los óxidos de nitrógeno con compuestos orgánicos volátiles para producir ozono troposférico. En este caso, la eliminación en vertedero se considera el peor escenario, debido en gran parte a las emisiones de metano.

El escenario 1 también es el causante de mayor impacto en las dos últimas categorías analizadas. En la AP, que se define como la deposición de ácidos resultantes de la liberación de óxidos de nitrógeno y sulfuros, el impacto es mayor por la emisión de sulfuros en el vertedero. La categoría EP es un fenómeno en el que el nitrógeno y el fósforo afectan a sistemas terrestres y acuáticos. En esta clase, la mayor diferencia entre el escenario 1 y el resto se deriva del transporte.

En términos generales la eliminación en vertedero genera el mayor impacto en 6 de las 11 categorías propuestas por el método CML-IA 2001, siendo las diferencias notables en la FAETP y la EP. El impacto más negativo en el resto de categorías se corresponde con el escenario 5, con datos muy similares al escenario 4. Destacan las categorías sobre agotamiento de recursos naturales (ADP y ADP fossil) en las que se expone el impacto de la mayor producción de electricidad necesaria para los procesos. Por otro lado el escenario 2, la producción de CSR sin densificar mediante secado solar, es la alternativa más viable en términos medioambientales, teniendo el menor índice de impacto en 6 de las 11 categorías.

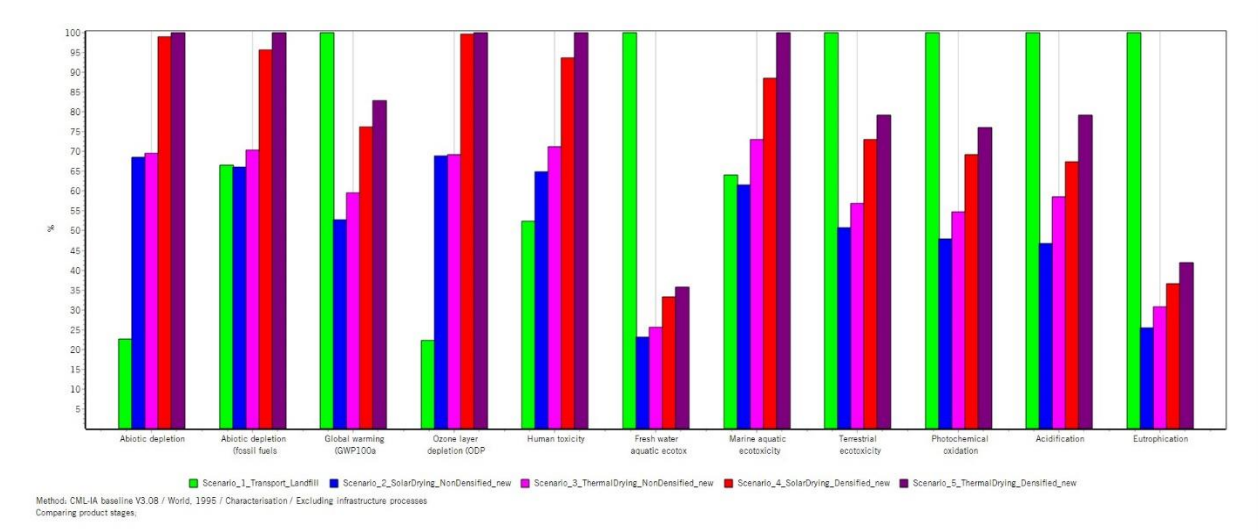


Figura 3. Categorías de impacto para el Análisis de Ciclo de Vida según la metodología CML-IA 2001. Comparación de los escenarios.

4. Conclusiones

Estudiar el impacto ambiental de la eliminación de residuos es crucial para desarrollar soluciones sostenibles para su gestión. El ACV es una metodología bien establecida para evaluar el impacto ambiental

de las distintas opciones de gestión de residuos y puede aportar información valiosa para orientar los procesos de toma de decisiones.

Los resultados de este estudio de ACV muestran que la eliminación en vertedero tiene el impacto ambiental más perjudicial entre las opciones de gestión de residuos evaluadas, teniendo los resultados más negativos en 6 de las 11 categorías analizadas. Esto se debe a la liberación de diversos contaminantes, como metales pesados, contaminantes orgánicos y gases de efecto invernadero, durante la descomposición del desbaste en el vertedero. Estos contaminantes pueden tener un impacto significativo en la calidad del aire, el agua y el suelo, así como en la salud humana y los ecosistemas.

Por otro lado, la producción de combustible sólido recuperado a partir del desbaste, concretamente el escenario de producción de CSR sin densificación y con secado solar, es el proceso más viable desde el punto de vista medioambiental entre los escenarios evaluados. Este proceso tiene un menor impacto ambiental en comparación con la eliminación en vertedero, ya que evita las emisiones de contaminantes durante la descomposición en vertedero y reduce la dependencia de los combustibles fósiles para la producción de energía.

Además, cabe señalar que la producción de CSR densificado tuvo un menor impacto ambiental que la eliminación en vertedero, pero fue menos viable desde el punto de vista ambiental que el CSR no densificado. Sin embargo, se recomienda un estudio económico para determinar la viabilidad de estas dos opciones, dado que los beneficios económicos derivados de la utilización del CSR densificado podrían compensar su mayor impacto ambiental en relación al combustible sin densificar.

En conclusión, los resultados de este estudio enfatizan la necesidad de alejarse de la eliminación en vertederos y avanzar hacia prácticas de gestión de residuos más sostenibles. El uso del ACV puede aportar información valiosa para orientar los procesos de toma de decisiones hacia opciones más viables desde el punto de vista medioambiental.

Agradecimientos

Este estudio ha sido posible con la financiación de EMASAGRA S. A. mediante un convenio con el número de referencia 4325. La investigación se ha desarrollado conjuntamente con el Departamento de Ingeniería Civil, Mecánica, Química y de Materiales de la Universidad de Bolonia. Los autores agradecen el apoyo del grupo de investigación TEP-968 (Tecnologías para la Economía Circular) de la Universidad de Granada.

Referencias

- AENOR, 2021. Norma Española 21640:2021 Combustibles sólidos recuperados Especificaciones y clases.
- Al-Moftah, A.M.S.H., Marsh, R., Steer, J., 2021. Life cycle assessment of solid recovered fuel gasification in the state of qatar. *ChemEngineering* 5, 1–15. <https://doi.org/10.3390/chemengineering5040081>

- Cadavid-Rodríguez, L.S., Horan, N., 2012. Reducing the environmental footprint of wastewater screenings through anaerobic digestion with resource recovery. *Water Environ. J.* 26, 301–307. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00289.x>
- Cadavid-Rodríguez, L.S., Horan, N.J., 2014. Production of volatile fatty acids from wastewater screenings using a leach-bed reactor. *Water Res.* 60, 242–249. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.001>
- Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2009. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34, 2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- Corominas, L., Byrne, D.M., Guest, J.S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., Short, M.D., 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Res.* 184. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>
- Corti, A., Lombardi, L., 2001. Life cycle assessment approach for refuse derived fuel (RDF) systems for Tuscany, in: Fajzieva, D and Brebbie, CA (Ed.), ENVIRONMENTAL HEALTH RISK. pp. 289–298.
- De la Torre-Bayo, J.J., Martín-Pascual, J., Torres-Rojo, J.C., Zamorano, M., 2022. Characterization of screenings from urban wastewater treatment plants: Alternative approaches to landfill disposal. *J. Clean. Prod.* 380, 134884. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134884>
- De la Torre-Bayo, J.J., Zamorano, M., Torres-Rojo, J.C., Rodríguez, M.L., Martín-Pascual, J., 2023. Analyzing the production, quality, and potential uses of solid recovered fuel from screening waste of municipal wastewater treatment plants. *Process Saf. Environ. Prot.* 172, 950–970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.083>
- Gallardo, C., Segura, C., Vega-Coloma, M., 2021. Evaluación Ambiental De La Producción De Pellets En Chile. *Acta Encuentro Iberoam. Redes Biomasa y Bioenergía* 57–62.
- Gallego-Schmid, A., Tarpani, R.R.Z., 2019. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. *Water Res.* 153, 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>
- Garg, A., Smith, R., Hill, D., Longhurst, P.J., Pollard, S.J.T., Simms, N.J., 2009. An integrated appraisal of energy recovery options in the United Kingdom using solid recovered fuel derived from municipal solid waste. *WASTE Manag.* 29, 2289–2297. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.031>
- Gherghel, A., Teodosiu, C., De Gisi, S., 2019. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. *J. Clean. Prod.* 228, 244–263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>
- Guinée, J.B., Gorrae, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Wegener Sleeswijk, A., Udo De Haes, H. a., de Bruijn, J. a., van Duin, R., Huijbregts, M. a. J., 2001. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. *III Sci. Backgr.* 692.
- Hyaric, R.L.E., Naquin, P., Barillon, B., Canler, J.-P., Gourdon, R., 2010. Characterization of screenings from municipal wastewater treatment plants. Feedback from the implementation of a sampling plan in Givors (Rhône-Alpes region) . *Tech. - Sci. - Methodes* 36–45.
- Iso, U., Del, E., Iso, D.U., 2006. española 0–2.
- Kaartinen, T., Sormunen, K., Rintala, J., 2013. Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *J. Clean. Prod.* 55, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.036>
- Kovacs, E., Hoaghia, M.A., Senila, L., Scurtu, D.A., Varaticeanu, C., Roman, C., Dumitras, D.E., 2022. Life Cycle Assessment of Biofuels Production Processes in Viticulture in the Context of Circular Economy. *Agronomy* 12. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061320>

- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Manag.* 34, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Malijonyte, V., Dace, E., Romagnoli, F., Kliopova, I., Gedrovics, M., 2016. A Comparative Life Cycle Assessment of Energy Recovery from end-of-life Tires and Selected Solid Waste. *Energy Procedia* 95, 257–264. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.09.064>
- Mukherjee, C., Denney, J., Mbonimpa, E.G., Slagley, J., Bhowmik, R., 2020. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 119, 109512. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>
- Patel, C., Lettieri, P., Germana, A., 2012. Techno-economic performance analysis and environmental impact assessment of small to medium scale SRF combustion plants for energy production in the UK. *Process Saf. Environ. Prot.* 90, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.06.015>
- Suez, 2003. Heliantis™ natural sludge drying.
- Tang, Y.T., Ma, X.Q., Lai, Z.Y., Chen, Y., 2013. Energy analysis and environmental impacts of a MSW oxy-fuel incineration power plant in China. *Energy Policy* 60, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.04.073>
- Tong, L., Liu, X., Liu, X., Xuewei, Yuan, Z., Zhang, Q., 2013. Life cycle assessment of water reuse systems in an industrial park. *J. Environ. Manage.* 129, 471–478. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.018>
- Wid, N., Horan, N.J., 2016. Anaerobic digestion of wastewater screenings for resource recovery and waste reduction. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 36. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/36/1/012017>

SOCIAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF LOW-TECH DIGESTERS IN SMALL-SCALE FARMS IN COLOMBIA

Ziegler-Rodriguez, Kurt¹; Josa, Irene^{1,2}; Castro, Liliana³; Escalante, Humberto³; Garfí, Marianna^{1*}

¹GEMMA - Group of Environmental Engineering and Microbiology, Department of Civil and Environmental Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya · BarcelonaTech (UPC). c/ Jordi Girona, 1-3, Building D1, E-08034 Barcelona, Spain

²Department of Civil, Environmental & Geomatic Engineering, University College London, Chadwick building, Gower Street, London, WC1E 6BT, United Kingdom

³Grupo de Investigación en Tecnologías de Valorización de Residuos y Fuentes Agrícolas e Industriales para la Sustentabilidad Energética (INTERFASE), Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander. Carrera 27, Calle 9 Ciudad Universitaria, Bucaramanga, Colombia

[*marianna.garfi@upc.edu](mailto:marianna.garfi@upc.edu)

Abstract

Anaerobic digestion converts organic residues into renewable biogas and produces digestate, a valuable effluent that can be used as organic fertilizer. The use of digestate as fertilizer can enhance crop growth, improve soil quality, and reduce greenhouse gas emissions. However, digestate requires treatment to prevent the spread of pathogens or pollutants, depending on its feedstock and further use. In Colombia, small-scale farms implement anaerobic digestion to meet household energy demands and rely on self-sufficient farming. This study conducts a Social Life Cycle Assessment of a plastic tubular anaerobic digester in a Colombian small-scale farm and three digestate management scenarios: vermifilter, sand filter, and direct use on land. The study selected 1 kg of treated cow manure as a functional unit and collected primary information on-site and secondary information from literature and surveys. The main stakeholders include farmers, the local community, society, value-chain actors, women, and children. The main impact categories are human rights, labour conditions, socio-economic repercussions, human health, and education. The study found that the digester and filters have direct social benefits for farmers, such as improvements in crop quality and the health of inhabitants, and economic benefits in low-income rural communities.

Palabras clave: social life cycle assessment, anaerobic digestion, biogas, organic fertiliser.

1. Introduction

Anaerobic digestion (AD) is a practice that is mainly carried out to give treatment to different kinds of organic residues (e.g., food waste, manure, agricultural residues) in order to obtain biogas and produce bioenergy. Because of its nature, the generated biogas is considered to be a renewable energy source, henceforth an important strategy in the fight against climate change. Anaerobic digesters carry out the AD process under specific conditions to allow microbial communities to develop and decompose organic matter (OM) into the desired biogas. In addition to biogas, the degradation of organic waste in the digester also produces a liquid effluent (digestate) (U.S. EPA, 2021).

This exiting digestate is a combination of solid and liquid fractions from the AD process, rich in nutrients and OM. Because of its characteristics, digestate is a valuable effluent, as it can be used as organic fertilizer

and spread on agricultural lands (Panuccio et al., 2018). The use of digestate as fertilizer has several benefits, such as boosting crop growth and quality, acting as soil amender, or mitigating greenhouse gas (GHG) emissions (Wang & Lee, 2021). Nonetheless, depending on the characteristics of the feedstock and on the further use of the digestate, it has to undergo treatment and/or stabilization to avoid the spreading of pathogens, toxic metals or other pollutants that might be present in it (Cucina et al., 2021; Wang & Lee, 2021).

For this study, this rationale has been implemented in Colombian small-scale farms. Colombia is a country with a great agricultural tradition, considering that by 2017 more than 15% of the domestic extraction of the country was related to the agricultural industry (Material Flows, 2019). Nevertheless, even though Colombia has expected a considerable growth throughout the past 30 years, up to 50% of its population is considered to live in poverty (Garfí et al., 2019). Consequently, low income populations have to rely on self-sufficient farming and traditional fuels such as firewood and dry dung for cooking and house warming. For these reasons, low-cost digesters have been implemented in several Colombian communities to cope with homely energy demands and substitute the risky traditional fuels that end up affecting both people and the local environment (Garfí et al., 2011).

It is in this context that several studies have been carried out to analyse the environmental performance of anaerobic digesters in rural conditions in the Andes (Garfí et al., 2012; Garfí et al., 2019; Mendieta et al., 2021). However, these studies have focused on the implementation of the digester and the biogas use, but have not deepened in the treatment and use of the digestate nor their social repercussions. Even though previous studies have considered a direct use of digestate, other authors have stated that, despite the benefits of this practice, it might have associated risks if no further treatment of the digestate is carried out prior to its application on land (Cucina et al., 2021). Therefore, the main objective of this study is to analyse the social impacts of the implementation of plastic tubular anaerobic digester implemented in a small-scale farm in Colombia, and three alternative scenarios for the digestate management: scenario SLCA-1) a business-as-usual scenario considering residues management in piles without a digester, scenario SLCA-2) a baseline scenario without digestate treatment (direct use on land), scenario SLCA-3) digestate treatment with a sand filter and its reuse as biofertilizer, and scenario SLCA-4) digestate treatment with a vermifilter and its reuse as biofertilizer.

2. Methodology

A cradle-to-grave Social Life Cycle Assessment (SLCA) was carried out to assess the potential social impacts of the anaerobic co-digestion of cattle manure and cheese whey by a low-cost tubular anaerobic digester and the treatment and agricultural reuse of digestate generated in a small-scale farm in the Colombian Andes. Similarly to conventional life cycle assessment, SLCA focuses on the socio-economic affections generated by a product/system to its related stakeholders throughout its whole life cycle. For this, a functional unit of 1 kg of treated waste (cow manure) has been selected. The system boundaries considered for this study include the acquisition of raw materials, the construction and operation of the filters, and the use on land of the digestate. For this, SLCA primary information is acquired on-site and secondary information primarily obtained from literature and surveys performed to experts seminars. Main identified stakeholders include the farmers, local community, society, value-chain actors, women, and children. With regards to the main impact categories, these were primarily identified as human rights, labor conditions, cultural heritage, socio-economic repercussions, human health and education (UNEP, 2020). In addition to these categories, other subcategories were selected specifically for each impact category.

The digester and the agricultural lands subject to this study are located in the surroundings of the population of Cachira (*Norte de Santander* region), in the northeastern area of the Colombian Andes (*Cordillera Oriental*). This area has an average altitude of between 1800 and 2000 m.a.s.l. and an average ambient temperature of 17 ± 3 °C (Cucina et al., 2021). The scenario under analysis in this study is based on a co-digestion scenario considered by Cucina and other colleagues in a previous study. They explored the

benefits and risks of plastic tubular digester digestate reuse in agriculture (Cucina et al., 2021). In particular, in the case of the present study, the three scenarios under analysis will focus on a psychrophilic tubular digester with a feedstock composed by cattle manure and cheese whey, shown in Figure 1.



Figure 1: Psychrophilic tubular low-cost digester implemented in Colombia.

3. Results and discussion

Results obtained from the SLCA surveys were attributed values that ranged between 1 and 5 in most cases, being a value of 5 the best possible performance of the indicator, and a value of 1 the worst performance of the indicator. For the indicators related to socio-economic repercussions, values ranged between 1 and 4, being the highest value the best performance and the lower value the worst, while for indicators related to human health values varied between 1 and 3, depending on the compliance of safety threshold values for the concentration of pathogens. In order to be able to aggregate these points, these had to be normalized without weighting. For this, each value was divided by the maximum possible punctuation for each indicator, providing values that ranged between 0 and 1. Afterwards, these values were added to obtain final impact values, where higher values represent more positive impacts.

Figure 2 presents the cumulative results for every assessed impact category by stakeholder for the four analysed scenarios. From this figure it can be seen how SLCA-4 scenario presents the best performance among the studied scenarios. Even though there is subjectivity involved in the results, these show a clear superiority of the implementation of a digester with a vermifilter for the treatment of the digestate prior to its use, in comparison to the other assessed options. The benefits of this alternative are seen by every stakeholder involved in the system and present a clear improvement with regards to the baseline scenario without digester. Moreover, if it is considered that a perfect score would equal 1 point per analysed impact category, the ideal scenario would achieve a score of 26 points. In this case, SLCA- 4 scenario reaches a score of 18.74 normalized social points, which is equivalent to the 72% of the possible achievable points. Out of this, it can be said that the scenario performs well, especially if we consider the great limitations that are linked to the community (i.e., economic capacity, accessibility, informality, distance to largely developed urban centers, education, government reach). Consequently, there are still considerable improvement margins from the social perspective for every stakeholder that will need to be developed in the future in order to continue improving the living conditions of the farmers and the involved community.

With regards to SLCA-3 scenario, even though it is the second better performing alternative, with 16.54 points out of 26 (64%), it only outperforms SLCA-2 scenario slightly (15.78 points, 61% of the possible total). Therefore, it cannot be said that this scenario necessarily has a better score while analyzing the big picture. However, it is still important to mention that SLCA-3 scenario represents a large improvement from the health and safety point of view, for both producers and consumers, and therefore it do represent a great improvement for a low-income rural community as the one analysed, where access to healthcare can be difficult and expensive. This issue also leads us to think of the importance of attributing weights relating the importance of different impact categories between stakeholders in order to properly assess a system; health impacts because of the presence of harmful pathogens are not going to impact the system equally than lack of competence between value-chain actors. Even though this line of thought could also be applied to the involved stakeholders, in the present study it is addressed indirectly by considering more or less impact categories that affect a single stakeholder; a farmer in a small community that deals directly and constantly with either the manure or the digester and the filters (and consequently with the products generated) is not going to be affected in the same level as the society as a whole. However, these issues rise the question of how and at which level should the possible attributable weighting be distributed among impact categories or stakeholders. This issue must, most certainly, be addressed in future studies.

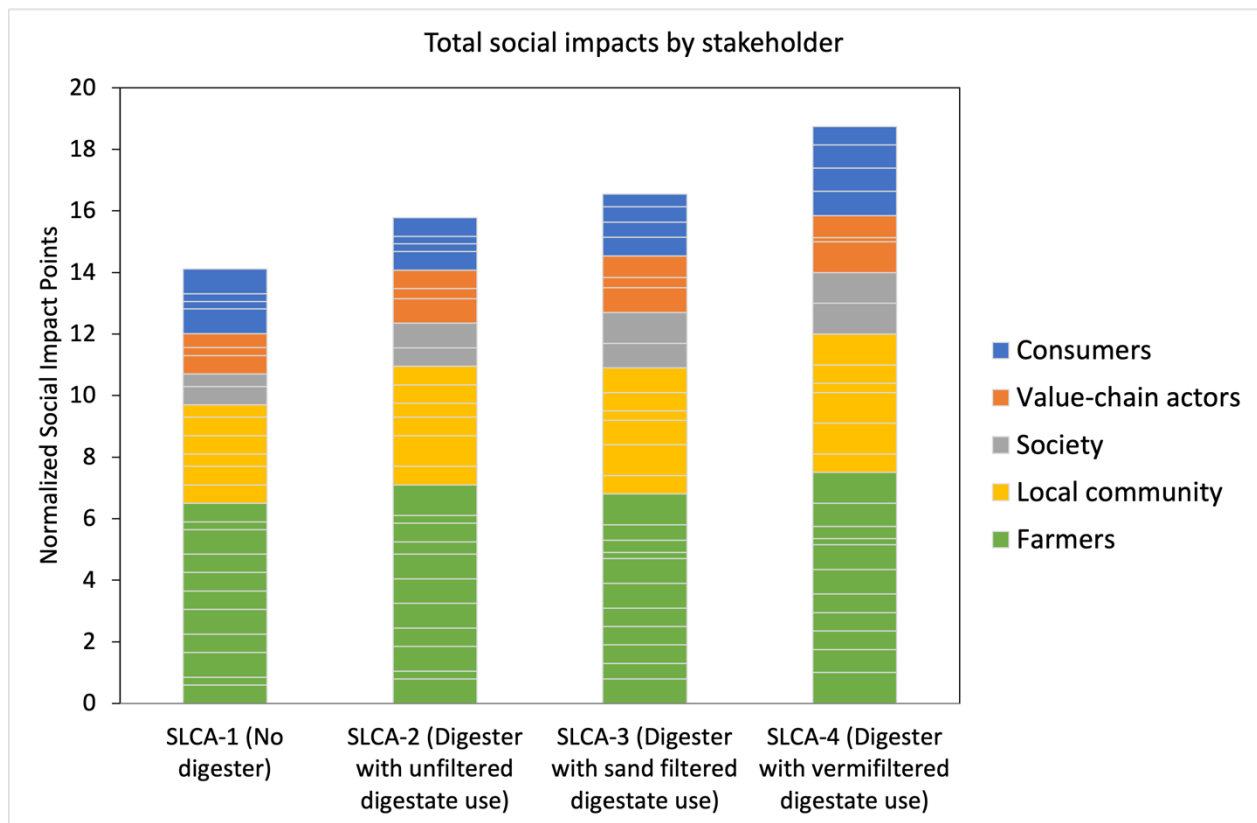


Figure 2: Normalized cumulative social impacts by stakeholder

Altogether, scenarios SLCA-2, SLCA-3 and SLCA-4 represent considerable improvements in regards of life quality and social aspects in general for every stakeholder in comparison to SLCA-1 scenario, where only 14.11 points were scored, 54% out of the total possible points. Therefore, the implementation of digesters, with and without filtering technologies, have shown to be a good improvement for the low-income farms in Colombia. In addition to this, the upgrading of the raw digestate to organic fertilizer by vermifiltering has demonstrated to be a great alternative from the social point of view, bringing direct and indirect benefits

to every stakeholder, especially when considering human health. It needs to be noted that, even though these results appear to be profoundly positive to the stakeholders, these only apply to the specific context in which this study has been carried out, and under other circumstances these results may vary. However, there are plenty of reasons to think that, overall, the application of a vermifilter to a similar system will still bring positive social impacts under different conditions.

4. Conclusions

The implementation of low-cost tubular digesters and filtering technologies after anaerobic digestion systems is a process that can gain relevance in low-income communities, as these can improve their quality of life. The main results of this study show benefits from the digestion of cattle wastes and the application of the filtering technologies to the digestate in comparison to its direct application on land, being the best-case scenario the application of a vermifilter after AD. The strong points of these filters in low-income rural communities show not only direct social benefits for the farmers with regards to health and education, but also improvements in the quality of the crops, health of the inhabitants of the community and consumers, and consequently economic benefits. The proper application of these technologies can empower farmers and lead them into sustainable farming.

Acknowledgements

The research was funded by the Centre for Development Cooperation (CCD) of the Technical University of Catalonia (UPC) (CCD2021-J004), the Universidad Industrial de Santander, Colombia (Proyecto 2504), and the Ministry of Science and Technology of Colombia (Contrato número 583-2020). Marianna Garfí is grateful to the Government of Catalonia (Consolidated Research Group 2017 SGR 1029), and to the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (RYC-2016 20059).

References

- Cucina, M., Castro, L., Escalante, H., Ferrer, I. & Garfí, M., 2021. Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. *Waste Management*, Volume 135, pp. 220-228.
- Garfí, M., Gelman, P., Comas, J., Carrasco, W. & Ferrer, I., 2011. Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. *Waste Management*, 31(12), pp. 2584-2589.
- Garfí, M., Ferrer-Martí, L., Velo, E. & Ferrer, I., 2012. Evaluating benefits of low-cost household digesters for rural Andean communities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 16, pp. 575-581.
- Garfí, M., Castro, L., Ferrer, I., Escalante, H., 2018. Life cycle assessment of low-cost digesters implemented in small-scale farms in Colombia. Conference poster.
- Garfí, M., Castro, L., Montero, N., Escalante, H. & Ferrer, I., 2019. Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessment. *Bioresource Technology*, Volume 274, pp. 541-548.
- Material Flows, 2019. *The Material Flow Analysis Portal*. [Online] Available at: <http://www.materialflows.net/visualisation-centre/country-profiles/> [Accessed 15 January 2022].
- Mendieta, O., Castro, L., Escalante, H. & Garfí, M., 2021. Low-cost anaerobic digester to promote the circular bioeconomy in the non-centrifugal cane sugar sector: A life cycle assessment. *Bioresource Technology*, 326(124783).

- Panuccio, M. R., Papalia, T., Attinà, E., Giuffrè, A. & Muscolo, A., 2018. Use of digestate as an alternative to mineral fertilizer: effects on growth and crop quality. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 65(5), pp. 700-711.
- UNEP, 2020. Guidelines for social life cycle assessment of products and organizations. *Guidelines for social life cycle assessment of products and organizations*, 138.
- U.S. EPA, 2021. *How Does Anaerobic Digestion Work?*. [Online] Available at: <https://www.epa.gov/agstar/how-does-anaerobic-digestion-work> [Accessed 06 12 2021].
- Wang, W. & Lee, D.-J., 2021. Valorization of anaerobic digestion digestate: A prospect review. *Bioresource Technology*, 323(124626).

HUELLA DE CARBONO E INVERSIÓN PÚBLICA PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS EN CHILE

Ortega Ahumada, Felipe^{1*}; Ovalle Núñez, Monserrat¹; Abello Passteni, Valentina¹; Vidal Yáñez, Maximiliano¹; Madriaza, Felipe¹; López, Camila²; Franchi-Arzola, Iván²

¹Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, Chile.

²Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, Chile.

*felipe.ortega.ahumada@gmail.com

Resumen

La inversión pública para la gestión de residuos en Chile se encuentra supeditada a la demostración de rentabilidad social de las soluciones que se buscan implementar. Durante el año 2021 se ha incluido la necesidad de considerar el beneficio social generado por la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero como parte del análisis financiero de rentabilidad. Para analizar el efecto de esta variable se han evaluado soluciones de infraestructura para gestión de residuos en diferentes escalas: barrio, comunal e intercomunal; en diferentes posiciones geográficas: Atacama, Metropolitana, Valparaíso y Los Lagos; y para diferentes etapas operativas: almacenamiento, recolección, transferencia y transporte, valorización y disposición final. A partir de un enfoque de ciclo de vida y el desarrollo de una herramienta combinada siguiendo parámetros de IPCC e inventarios de emisiones Ecoinvent, se calculan las emisiones de potencial de calentamiento global (CO₂eq), demostrando la dependencia que la rentabilidad social presenta respecto a la escala y la etapa operativa. Iniciativas de inversión de mayor tamaño, que consideren optimización del transporte e incluyan valorización de residuos orgánicos, presentan mayor rentabilidad, garantizando la viabilidad de la inversión pública por parte del Estado.

Palabras clave: Evaluación social; Cambio Climático; Optimización Transporte; Compostaje.

1. Introducción

En relación a la Agenda 2030, el cambio climático es considerado como uno de los principales retos a abordar, considerándose incluso en los Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS), específicamente en el número 13 (acción por el clima), el cual fomenta acciones para hacer frente al cambio climático y sus impactos derivados (Rama et al., 2021). Esto provoca un desafío en la mejora ambiental de la situación actual. Por ende, se han desarrollado una amplia variedad de metodologías y guías para monitorear y reducir las emisiones tanto a escala global, como local (Sevigné Itoiz et al., 2013).

En Chile, los 345 municipios se encargan de la recolección y tratamiento de los residuos domiciliarios, brindando servicios municipales a un promedio de 50 mil habitantes por municipio (Ministerio del Interior, 2019). Los servicios de gestión de residuos municipales se dividen entre recolección y transporte, por un lado, y tratamiento o disposición final, por el otro, siendo estos generalmente subcontratados. Si bien cada municipio es una realidad en sí misma, según estimaciones del Ministerio de Medio Ambiente, para el año 2020 de los 16 millones de toneladas de residuos sólidos generados en el país, 6 millones de toneladas corresponden a residuos gestionados por los municipios. Este escenario constituye un aporte importante en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), en concreto, el 4 % de los GEI emitidos por Chile provienen de la disposición final actual de los residuos sólidos y, en particular, la degradación anaeróbica del material orgánico es uno de los principales procesos que contribuye a esto.

Bajo este escenario donde se evidencia el incremento de las problemáticas relacionadas con el manejo y gestión de residuos sólidos domiciliarios y asimilables, se observa una deficiencia frente a las metas propuestas por el Gobierno para un mediano y largo plazo. Es por ello que surgen herramientas públicas que analizan y evalúan las distintas alternativas, buscando identificar indicadores en la búsqueda de soluciones que propendan a minimizar el impacto ambiental y social relacionados a estas materias. Es por ello que el Sistema Nacional de Inversiones administrado por el Ministerio de Desarrollo Social y Familia Subsecretaría publicó la “Metodología para formulación y evaluación social de proyectos para el manejo o gestión residuos sólidos y asimilables” (en adelante Metodología). Esta Metodología se diferencia de su antecesora en la inclusión del cálculo de huella de carbono como indicador económico que contribuye a la suma de criterios para estimar la rentabilidad del proyecto a ejecutar.

La cuantificación de los GEI emitidos a la atmósfera por procesos, productos, eventos o individuos se realiza a través de la huella de carbono, la cual es un indicador ambiental renombrado y reconocido (Rama et al., 2021) que contribuye al cambio climático (Fernández-Braña et al., 2020) y puede ser aplicado a empresas, productos, territorios, bienes, servicios, entre otros (Cepal, 2012). La huella de carbono identifica las emisiones de CO₂, CH₄, N₂O, entre otros (Li et al., 2017), expresándose en emisiones equivalentes de dióxido de carbono CO₂eq (Rama et al., 2021). Bajo este contexto, resulta importante la decisión sobre el tipo de gestión, tecnología y tratamiento de residuos sólidos debido a su consumo de combustibles fósiles, lo cual contribuye a las emisiones de GEI y por ende al cambio climático (Ali et al., 2018), además de su contribución a distintos problemas ambientales como el agotamiento de ozono troposférico, daño a la salud humana, daño al ecosistema y agotamiento de recursos, entre otros (Laurent et al., 2014).

2. Metodología

Se realizó en diferentes escalas territoriales, que se clasificaron como nivel de barrio de menor tamaño, nivel de barrio de mayor tamaño, nivel de escala comunal, nivel escala intercomunal y nivel de escala provincial. Para la ejecución de diferentes casos de estudio, se llevaron a cabo 4 etapas: análisis del problema, alternativas de solución, evaluación y selección, análisis crítico y evaluación metodológica. Para las etapas descritas con anterioridad se consideró la aplicación de la Metodología.

Los casos de estudio, después de la formulación de los proyectos y generación de alternativas de solución, según la Metodología corresponde la “Evaluación Social de Proyectos”, que contempla la sección Cuantificación de Externalidades “Emisiones de gases de efecto invernadero”, que corresponde al beneficio o costo generado por la emisión de gases efecto invernadero asociados a la disposición final de residuos en rellenos sanitarios. Sobre esta situación se estimó el diferencial de gases de efecto invernadero emitidos en la situación actual de la localidad donde será emplazada la solución para la gestión de residuos, considerando la alternativa de solución en términos de capacidad instalada, tecnología y localización.

$$Val_{GEI} = P_{SCO_2} * \Delta GEI \quad (1)$$

Donde:

ValGEI = Cuantificación de beneficios o costos por emisiones de gases de efecto invernadero.

Δ GEI = Corresponde a la diferencia entre la cantidad de toneladas de Gases de Efecto Invernadero producidas por la optimización de la situación base y las generadas por el proyecto.

PSCO₂= Precio Social del Carbono.

En este punto se ejecutó el cálculo de huella de carbono que permitió el cálculo de los valores anuales diferenciales de emisiones GEI comparadas entre escenario actual y las alternativas de solución. La base conceptual de esta calculadora fue metodología ACV de ISO 14040 e ISO 14044. El cálculo de huella de carbono se realizó mediante el uso de indicadores de impacto de ciclo de vida que fueron extraídos mediante el software SimaPro 9.1, el cual contaba con variadas bases de datos como, por ejemplo,

Ecoinvent, alrededor de 17.000 conjuntos de datos, considerados consistentes y confiables ya que están sujetos a procedimientos de revisión exhaustivos que garantizaban la calidad de las bases de datos. Se realizó una búsqueda y selección de bases de datos de tratamientos, recolección de residuos, transportes y maquinarias de características igual o similares, cumpliendo con los requisitos mínimos de los casos de estudio.

Para la electricidad, se modeló el Sistema Eléctrico Nacional (SEN) para el año 2021 con el objetivo de adaptar las bases seleccionadas a la realidad nacional, según la Comisión Nacional de Energía (CNE). El SEN estaba compuesto por 33,7 % a partir de carbón, 17,8 % a gas natural, 12,2 % hidroeléctrica de pasada, 8 % hidroeléctrica de embalse, 13,2 % fotovoltaica, 8,9 % eólica, 2,5 % de biomasa, 3 % de petróleo, 0,4 % geotérmico y 0,4 % cogeneración a partir de chips de madera. En cuanto al modelo del relleno sanitario, se utilizó una base de datos de referencia en SimaPro, la cual tiene características similares a los rellenos sanitarios a nivel nacional, considerando una composición mixta de papel, cartón, plástico, restos de comida, vidrio, textiles, minerales, metales inertes, entre otros. Esta base de datos consideraba una degradación de residuos de un 19 % aproximadamente durante 100 años. Además, consideraba emisiones difusas por quema de biogás.

En relación con los lixiviados en wetland, estos no son considerados en la base de datos, ni tampoco se cuenta con una base de datos que los considere, por tanto, al ser la base de datos seleccionada la más similar a la realidad nacional es que se continuó trabajando con ella. En relación con las bases de datos, estas tienen relación según la unidad funcional correspondiente, la cual se define como la cuantificación de la función del producto. Para estas bases utilizadas, por ejemplo, los tratamientos de residuos a través de relleno sanitario vienen en unidades de kg de RSDyA tratado, y para los transportes en toneladas x kilómetro (tkm). Las bases de datos están compuestas por flujos de entrada y salida, que están asociados a la especificación de residuo (recuadro verde), que indica el tipo de residuo y la forma en la que será tratado, como por ejemplo 1 kg de residuo orgánico tratado en compostaje. Para las iniciativas de valorización se utilizaron indicadores de emisión entregados por las Directrices del IPCC (2006) de los combustibles que se pueden potencialmente consumir. Para esto, se tomaron en cuenta todos los flujos de consumo de combustibles. El software SimaPro permitió calcular la huella de carbono (kg CO₂eq) asociada a un transporte, maquinaria o tratamiento, de esta forma se realizó un análisis de contribución por sustancia del impacto logrando identificar las principales sustancias que contribuyeron con el 99 % del impacto ambiental, utilizando un valor de corte del 0,1 %.

Una vez seleccionadas las sustancias, se debía encontrar su masa en el inventario, es decir la cantidad de sustancia que se generó por unidad funcional, ya sea del transporte o tipo de tratamiento. Una vez identificadas las cantidades en unidades de masa para las sustancias seleccionadas, se construyen los indicadores multiplicándolos por el factor de caracterización, el cual corresponde a un modelo de caracterización, que se aplicó para convertir un resultado de inventario del ciclo de vida asignado a la unidad común del indicador de categoría de impacto (ISO, 2006b), su ecuación se muestra a continuación:

$$IC = \sum_i FC_i * m_i \quad (2)$$

Donde:

IC = Indicador de categoría de impacto.

m_i = masa en kg de sustancia i.

FC_i = Factor de caracterización.

La Tabla 1. Factores de caracterización asociados a cambio climático, muestra factores de caracterización para las sustancias que tienen mayor contribución en la categoría de impacto de cambio climático utilizadas.

A modo de ejemplo, 1 kg de CH₄ equivale a 36 kg de CO₂ eq, y que 1 kg de N₂O equivale a 298 kg de CO₂ eq.

Tabla 1. Factores de caracterización asociados a cambio climático.

Sustancia	Factor de caracterización (kg CO ₂ eq/kg)
CO ₂ (fósil)	1
CH ₄ (fósil)	36
CH ₄ (biogénico)	34
N ₂ O	298

Tomando las sustancias seleccionadas multiplicadas por los factores de caracterización de la Tabla 2, se obtuvieron los indicadores de huella de carbono para 1 kilogramo de RSDyA dispuesto en relleno sanitario. La huella de carbono final correspondió a la suma del impacto generado por cada una de las sustancias.

Tabla 2. Factores de caracterización asociados a cambio climático.

Iniciativa de inversión	Etapas de jerarquía de residuos	Sustancia	Emisiones totales (kg)	Factor de caracterización (kg CO ₂ eq)	Impacto	Iniciativa de inversión
Relleno Sanitario	Eliminación	CO ₂	0,0234	1	0,0234	0,8
		N ₂ O	0,00000442	298	0,00131716	
		CH ₄ biogénico	0,0206	34	0,7004	
		CH ₄ fósil	0,00099	36	0,035784	

Finalmente, para el cálculo de la huella de carbono para cada escenario se multiplicó los factores de emisión por las toneladas de RSDyA gestionadas para cada modelo, y con los kilómetros recorridos correspondiente a la recolección y transporte de los residuos. Los resultados del cálculo se presentaron como la huella de carbono total del sistema de gestión en un año, además se entregaron indicadores de huella de carbono, como por ejemplo por habitante día y por tonelada de residuo producida.

Para la huella de carbono del sistema de gestión por año, se consideró el año de referencia que se utilizó para realizar el cálculo. En este resultado se pudo encontrar también el detalle de la huella de carbono por etapa de sistema de gestión de residuos sólidos al año (huella de carbono para la recolección, eliminación y valorización en un año). Para cada sistema de gestión de residuos sólidos se pudo obtener el porcentaje relacionado a la contribución de cada sistema a la huella de carbono total. La huella de carbono por habitante se obtuvo a través de la huella de carbono total en un año y la población atendida que se declaró tener en el año calculado. La huella de carbono por tonelada hizo referencia a la huella de carbono total en un año dividida por las toneladas producidas de residuos sólidos en ese año.

3. Resultados

3.1 Caso de estudio Freirina.

El caso de estudio de Freirina de escala territorial nivel de barrio de menor tamaño, se observa una huella inicial de 261.509 kg CO₂ eq/año para el año 0, y una huella de 59.299 kg CO₂ eq/año para la alternativa 1 al año 20, 59.263 kg CO₂ eq/año para la alternativa 2 al año 20, y 59.125 kg CO₂ eq/año para la alternativa 3 al año 20. Además, de 475.609 kg CO₂ eq/año para la proyección de la situación actual al año 20, logrando identificar una diferencia entre 416.310, 416.347 a 416.484 kg CO₂ eq/año de las alternativas de solución

con respecto a la situación actual proyectada al año 20. Por otro lado, se tiene la Figura 1 donde se puede observar de manera gráfica la diferencia en las huellas de la situación actual proyectada al año 20 y las alternativas de solución para el caso del barrio de la comuna de Freirina.

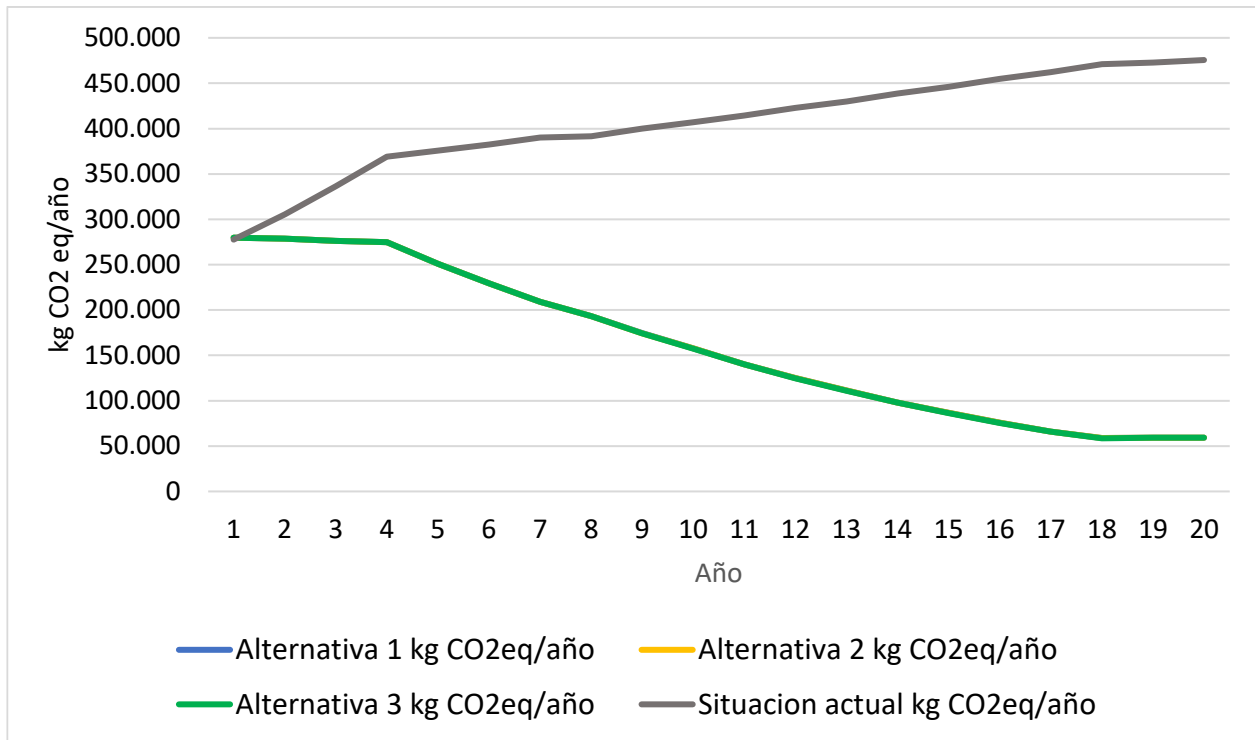


Figura 1. Huella de carbono de situación actual proyectada a 20 años y alternativas de solución para el barrio de la comuna de Freirina.

El principal impacto a la huella de carbono para las alternativas en estudio proviene del relleno sanitario como se puede observar en las Figura 2 de la alternativa 1. Con respecto al beneficio ambiental que muestra evitar residuos a relleno sanitario, se puede observar un impacto evitado cercano al 60 % para el año 20.

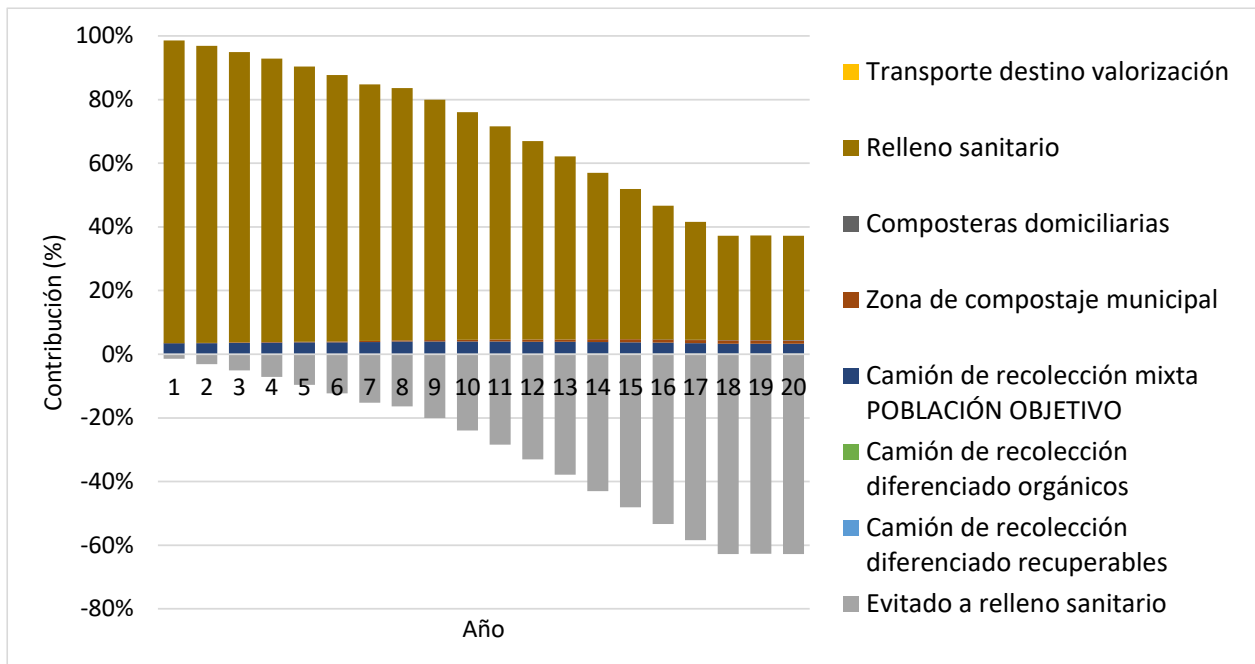


Figura 2. Contribución de la huella de carbono para la alternativa 1 del barrio de la comuna de Freirina.

En Chile, el precio social por tonelada de CO₂ es 38 USD/tCO₂, obteniendo beneficios por emisión de gases de efecto invernadero para el caso de estudio de Freirina, asociados a USD 15.313 para la alternativa 1, USD 15.314 para la alternativa 2 y USD 15.319 para la alternativa 3, para el año 20. Por otro lado, los costes de operación para el año 20, son de USD 35.457 para la alternativa 1, USD 34.973 para la alternativa 2 y USD 28.730 para la alternativa 3. Siendo la emisión de GEI de la alternativa 1 un 43 % con respecto a su coste de operación, un 43 % para la alternativa 2 y un 53 % para la alternativa 3.

3.3 Caso de estudio Hualaihué.

El caso de estudio de Hualaihué de escala territorial nivel comunal, se observa una huella de carbono inicial de 1.887.726 kg CO₂ eq/año para el año 0, y una huella de 862.279 kg CO₂ eq/año para la alternativa 1, 862.096 kg CO₂ eq/año para la alternativa 2 al año 20, y 2.659.960kg CO₂ eq/año para la proyección de la situación actual al año 20, logrando identificar una diferencia entre 1.797.681 a 1.797.864 kg CO₂ eq/año con las alternativas de solución con respecto a la situación actual proyectada al mismo año. Por otro lado, se tiene la Figura 3 donde se puede observar de manera gráfica la diferencia en las huellas de la situación actual proyectada al año 20 y las alternativas de solución para el caso de la comuna de Hualaihué.

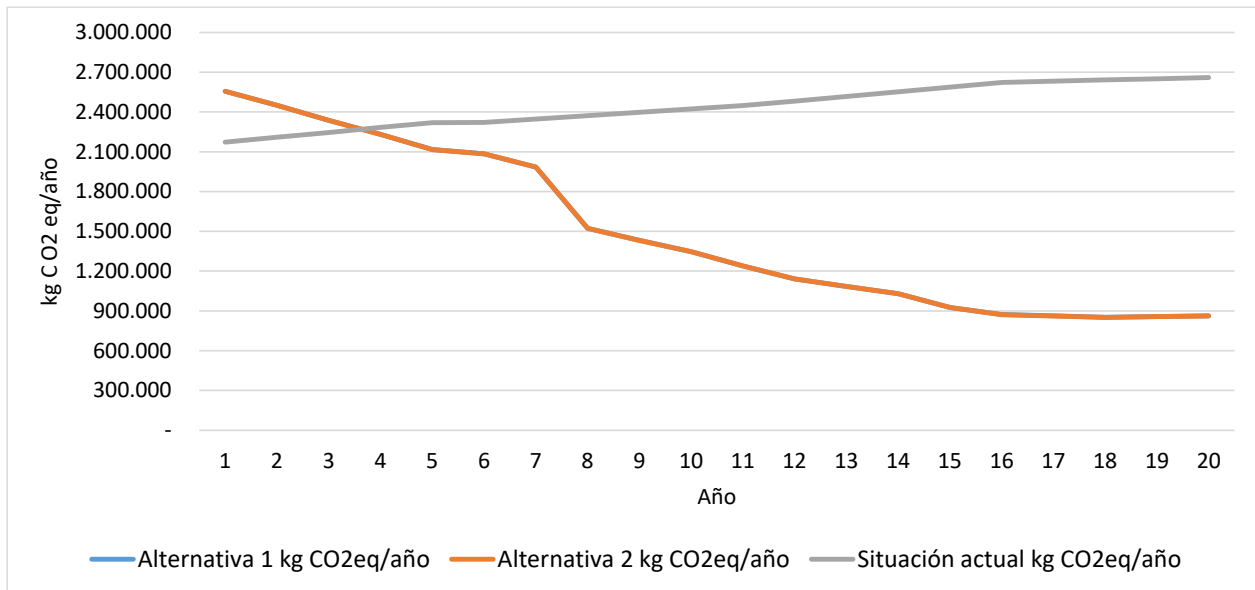


Figura 3. Huella de carbono de situación actual proyectada a 20 años y alternativas de solución para la comuna de Hualaihué.

Los principales impactos ambientales para la alternativa 1, corresponden al relleno sanitario, seguido de la planta de compostaje municipal como se muestra en la Figura 6. Con respecto al beneficio ambiental que muestra el evitar residuos a relleno sanitario se puede observar un impacto evitado cercano al 50 % para el año 20.

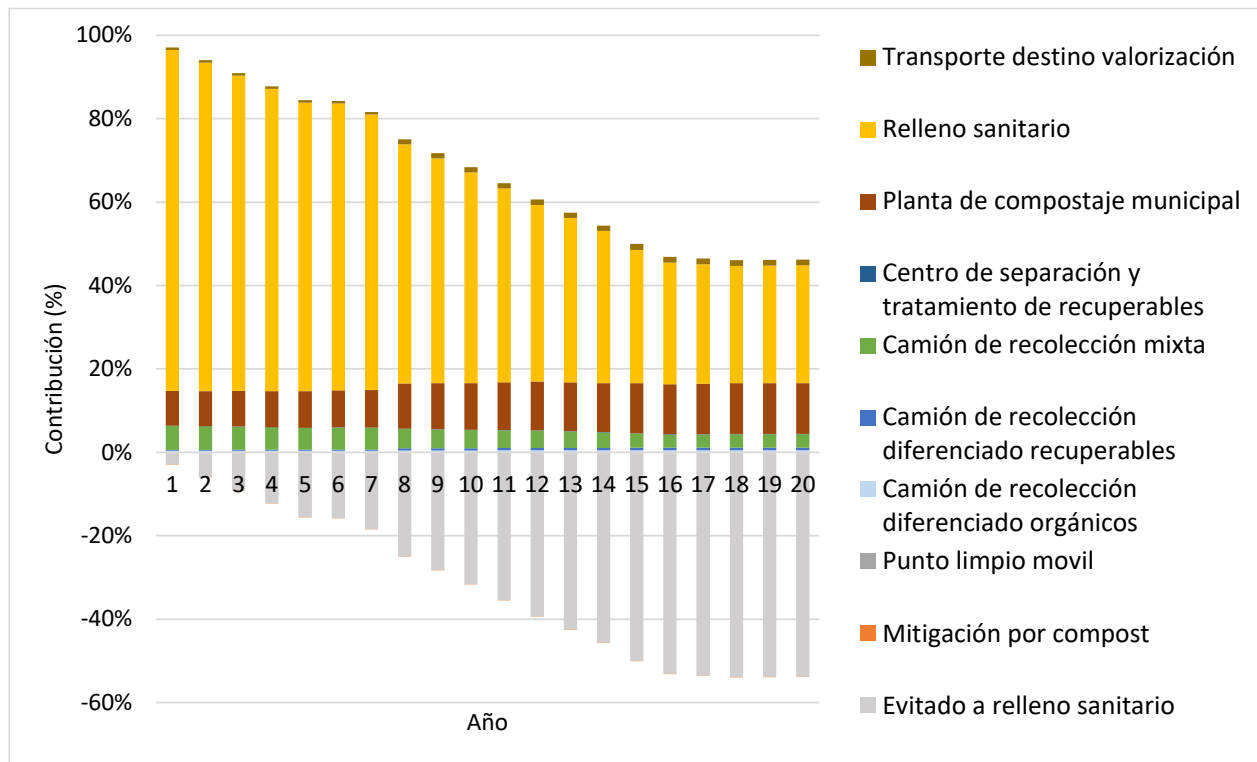


Figura 4. Contribución de la huella de carbono para la alternativa 1 de la comuna de Hualaihué

El caso de estudio Hualaihué, se obtienen beneficios por emisión de gases de efecto invernadero, asociados a USD 66.125 para la alternativa 1 y USD 66.132 para la alternativa 2, en el año 20. Por otro lado, los costes de operación para el año 20, son de USD 289.383 para la alternativa 1 y USD 278.929 para la alternativa 2. Siendo la emisión de GEI de la alternativa 1 un 22 % con respecto a su coste de operación y un 23 % para la alternativa 2.

3.3 Caso de estudio Quintero-Puchuncaví.

El caso de estudio de Quintero-Puchuncaví de escala territorial nivel intercomunal, se observa una huella inicial de 49.177.623 kg CO₂eq/año para el año 0, y una huella de 30.496.747 kg CO₂eq/año para la alternativa 1 al año 20, 30.575.002 kg CO₂eq/año para la alternativa 2 al año 20, y 131.298.717 kg CO₂eq/año para la proyección de la situación actual al año 20, logrando identificar una diferencia entre 100.801.969 a 100.723.715 kg CO₂ eq/año de las alternativas de solución con respecto a la situación actual proyectada al año 20. Por otro lado, se tiene la Figura 5 donde se puede observar de manera gráfica la diferencia en las huellas de la situación actual proyectada al año 20 y las alternativas de solución para el caso de las comunas de Quintero y Puchuncaví.

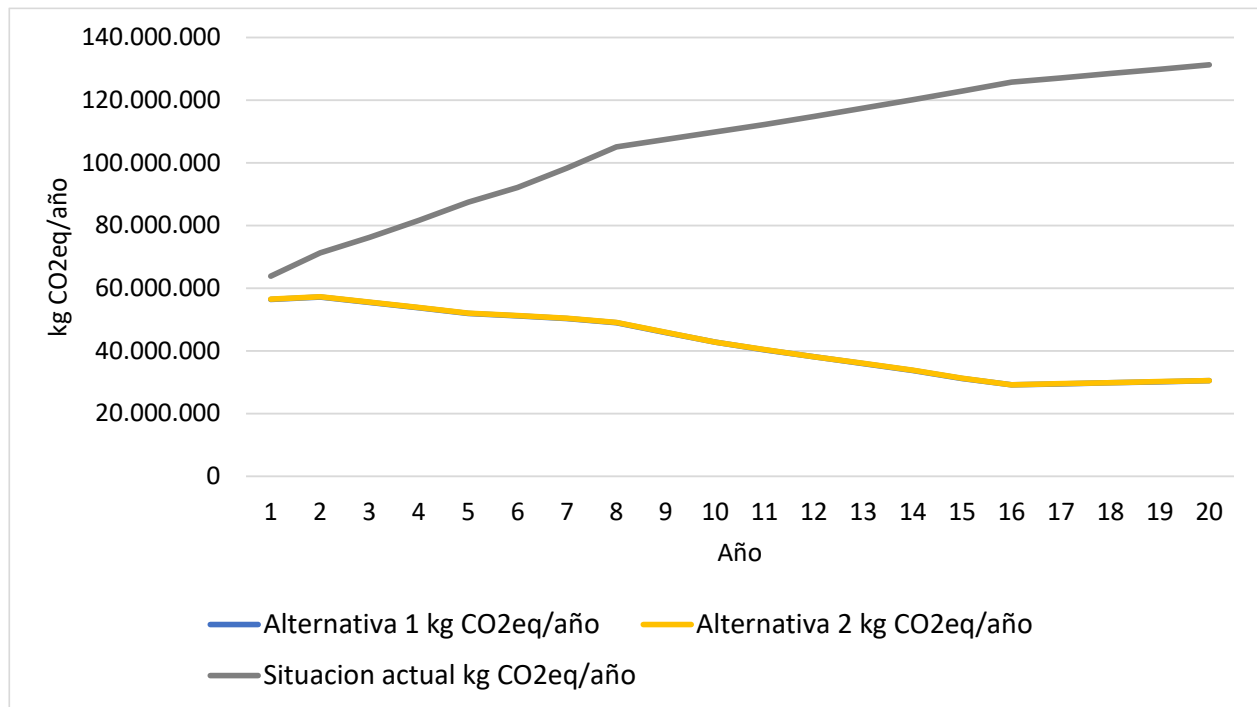


Figura 5. Huella de carbono de situación actual proyectada a 20 años y alternativas de solución para las comunas de Quintero y Puchuncaví.

El principal impacto a la huella de carbono para las alternativas en estudio proviene del relleno sanitario como se puede observar en las Figura 6 de alternativa 1. Con respecto al beneficio ambiental que muestra evitar residuos a relleno sanitario, se puede observar un impacto evitado cercano al 40 % para el año 20.

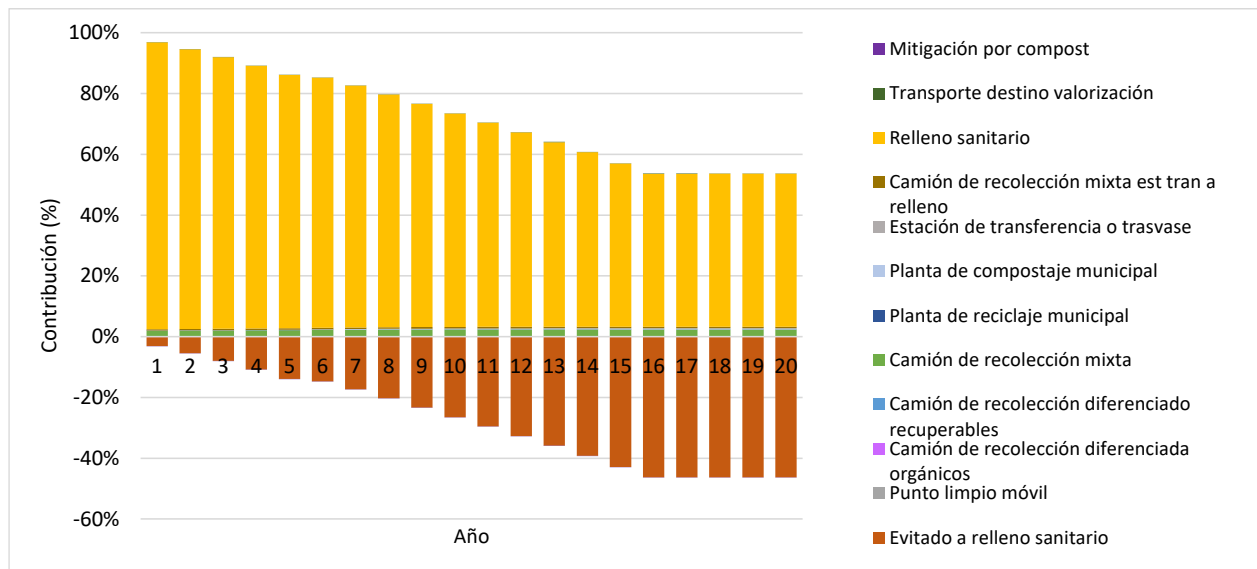


Figura 6. Contribución de la huella de carbono para la alternativa 1 de las comunas de Quintero y Puchuncaví.

El caso de estudio Quintero-Puchuncaví, se obtienen beneficios por emisión de gases de efecto invernadero, asociados a USD 3.707.891 para la alternativa 1 y USD 3.705.013 para la alternativa 2, en el año 20. Por otro lado, los costes de operación para el año 20, son de USD 943.568 para la alternativa 1 y USD 1.028.944 para la alternativa 2. Siendo la emisión de GEI de la alternativa 1 un 392 % con respecto a su coste de operación, y 360 % para la alternativa 2, estos valores sobre el 100 %, se deben a que las alternativas de solución

además de considerar la valorización de residuos orgánicos proponen la construcción de una estación de transferencia, reduciendo los flujos/distancias de recolección/transporte de las comunas participantes, fuente principal en la contribución de GEI debido a las distancias que recorren en la actualidad.

4. Conclusiones

Se recomienda la aplicación adecuada y validada de cálculo de diferencial de huella de carbono dentro de los instrumentos gubernamentales de rentabilidad social de proyectos. Para ello se debe recurrir a metodologías con enfoque de ciclo de vida, y la aplicación de factores de emisión y caracterización de acuerdo con metodología IPCC. Por otra parte, la cuantificación adecuada de diferencial de emisiones de gases de efecto invernadero puede ser determinante en la evaluación y rentabilidad social. Se observó que a menor escala el efecto será mayor. Otras variables que afectan la emisión de GEI, son los procesos de compostaje, reducción de orgánicos en disposición final y disminución de flujos/distancias de recolección/transporte, como es el caso de Quintero-Puchuncaví alcanzando valores de 360 % a 392 % de beneficios con respecto a sus coste de operación, por lo que, iniciativas de inversión de mayor tamaño, que consideren optimización del transporte e incluyan valorización de residuos orgánicos, presentan mayor rentabilidad, garantizando la viabilidad de la inversión pública por parte del Estado.

Referencias.

Ali, M., Marvuglia, A., Geng, Y., Chaudhry, N., Khokhar, S., 2018. Emergy based carbon footprinting of household solid waste management scenarios in Pakistan. *Resour. Conserv. Recycl.* 131, 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.011>

Cepal, C.E. para A.L. y el C., 2012. Metodologías de cálculo de la Huella de Carbono y sus potenciales implicaciones para América Latina 51.

Fernández-Braña, A., Feijoo, G., Dias-Ferreira, C., 2020. Turning waste management into a carbon neutral activity: Practical demonstration in a medium-sized European city. *Sci. Total Environ.* 728, 138843. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138843>

ISO. 2006a. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (ISO 14040:2006). International Organization for Standardization.

ISO. 2006b. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines (ISO 14044:2006). International Organization for Standardization.

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Manag.* 34, 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>

Li, Z., Du, H., Xiao, Y., Guo, J., 2017. Carbon footprints of two large hydro-projects in China: Life-cycle assessment according to ISO/TS 14067. *Renew. Energy* 114, 534–546. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.073>

Ministerio del Interior. 2019. Servicio Nacional de Información Municipal.

Rama, M., Entrena-Barbero, E., Dias, A.C., Moreira, M.T., Feijoo, G., González-García, S., 2021. Evaluating the carbon footprint of a Spanish city through environmentally extended input output analysis and

comparison with life cycle assessment. *Sci. Total Environ.* 762, 143133.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143133>

Seigné Itoiz, E., Gasol, C.M., Farreny, R., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2013. CO2ZW: Carbon footprint tool for municipal solid waste management for policy options in Europe. *Inventory of Mediterranean countries. Energy Policy* 56, 623–632.
<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.01.027>

SESIÓN S2-2

ECONOMÍA CIRCULAR I



ECONOMÍA CIRCULAR APLICADA CÓMO MODELO DE NEGOCIO EN LA REPÚBLICA DE PANAMÁ

Vallester Pinzón, Ana Laura¹; Vallester Espino, Erick Napoleón²

¹Consultoría, Estudios y Diseños, S.A., Consultora, Panamá, avallester24@Gmail.com

²Grupo de Investigación Nitrato, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Campus Víctor Levy Saso, erick.vallester@utp.ac.pa

Resumen

Cada año aumenta la población y por ende el consumo de los recursos naturales, lo que significa, por un lado, un aumento de los desechos y por el otro, la disminución de los recursos, los cuales recordemos son finitos, lo que significa que poco a poco vemos cómo perdemos cada vez más recursos y estos a su vez aumenten sus precios. Esto ha causado que las empresas vean la obligación de buscar nuevos modelos de negocio que involucren una economía circular, que disminuya los desechos y perpetúe los recursos.

Solo en la provincia de Panamá se generan 2500 toneladas de residuos por día, sin mencionar que Panamá (país) arrojó 102 000 229 toneladas de plásticos al océano el año pasado, colocándonos, así como el segundo país más contaminante de Latinoamérica.

Con solo una tasa del 5% de reciclaje, Panamá ha dejado que la acumulación de los residuos en los vertederos sea un problema cada vez mayor. A pesar de existir leyes y programas para motivar al reciclaje, aún no contamos con un sistema integral para aprovechar eficientemente los materiales.

Este trabajo investigativo busca resaltar los distintos modelos de negocio y políticas ambientales que se están implementando en Panamá para buscar minimizar el problema de la gestión de los desechos, y al mismo tiempo mejorar la economía del país. Programas como Basura Cero, Reciclar Paga, Botellas de Amor o leyes como la ley regulatoria de plásticos son algunos de los ejemplos de los avances que se han dado en Panamá.

Palabras clave: Economía circular; Panamá; empresa; modelo de negocio; industria.

1. Introducción

El manejo de los residuos es una de las mayores problemáticas en Panamá. A nivel nacional, la generación total estimada de residuos es de casi 4.372,72 ton/día. Dado que el 57,8 % de residuos se recogen, esto significa que unas 2.536,18 toneladas/día van a parar a vertedero y el resto de las toneladas terminan mal dispuesta en ríos, arroyos y mares, lo que nos da como resultado un aumento de la contaminación ambiental. (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021)

En la búsqueda de descubrir la forma de conservar nuestro medioambiente, se debe cambiar el sistema de economía lineal; que busca crear, consumir y desechar sin tomar en cuenta el material desechado; por otro sistema más eficiente. Lo que lleva a que hoy en día se vea la importancia de implementar un sistema que aproveche los residuos, y los reintegre nuevamente a la cadena de valor. Naciendo así la economía

circular, que no es más que buscar aprovechar los residuos mediante la reutilización o recuperación de materia, lo que se conoce como de la cuna a la cuna (Braungart, y otros, 2002).

Solo en la provincia de Panamá se genera aproximadamente 2.500 toneladas de residuos por día, es decir, el 52% de los residuos totales del país. El 50 % de las toneladas de residuos que se generan diariamente son plástico, papel, cartón, metal, vidrio, en fin, materiales que podrían ser aprovechados; pero lastimosamente Panamá tiene una tasa de reciclaje promedio del 5 % de los residuos generados es decir que 95 % de los residuos no se recicla (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021).

Como se ha mencionado ya, Panamá ha contribuido en empeorar el problema medioambiental y por lo que distintas entidades como el gobierno, las empresas privadas, centros educativos y personas particulares han iniciado algunas acciones para implementar la economía circular en la gestión de los residuos sólidos. Entre ellos podemos destacar la creación de programas de reciclaje, talleres y emprendimientos para enseñar e incentivar a las personas a reutilizar materia prima; además se han creado negocios que recuperan los materiales y se han ejecutado en las escuelas una cultura de reciclaje, sin mencionar la creación de distintas leyes que buscan igualmente incentivar el cambio de una cultura lineal por una circular en el país. Todos estos programas serán detallados dentro del trabajo.

2. Metodología

Cómo metodología de este trabajo investigativo se realizó una recopilación documental de la información necesaria, útil y relacionada con el tema a tratar, incluyendo las leyes y normas que regulan la gestión, instituciones y organizaciones encargadas del manejo de los desechos y programas de reciclaje. Además de la recopilación documental también tuve la oportunidad de visitar exposiciones y charlas que ayudaron a conocer información relevante que de igual manera será expuesta en este trabajo. Por último, se realizó entrevistas a profesionales panameños en el campo de la economía circular, lo que ayudara a conocer el punto de vista según el gobierno, empresa, ONG y docencia.

Primero nos centraremos en tratar temas cómo los antecedentes y las distintas formas en que se ha implementado la economía circular en distintos modelos de negocios. Se tratará igualmente temas cómo la gestión de residuos en Panamá y las leyes que regulan este tema en mi país.

Cómo siguiente punto se establecerá en cifras la generación de residuos en Panamá y las distintas alternativas que se están implementando para recuperar esos materiales. Además, cómo ya se ha mencionado, se incluye la perspectiva que tienen diversos actores de la sociedad panameña en cuanto a la adaptación del modelo económico de economía circular a la gestión de los residuos en Panamá. Los entrevistados fueron escogidos por sus profesiones y el tiempo que llevan tratando el tema de la economía circular. En primera instancia se planteó entrevistar a 7 personas, de las cuales 2 no pudimos conseguir respuesta. Las entrevistas fueron llevadas a cabo de forma presencial y para los resultados se realizó una síntesis con respecto a cada entidad.

Por último, se establecerán las conclusiones y recomendaciones que se permitan considerar a la hora de avanzar con la implementación de la economía circular en Panamá para el manejo de los residuos sólidos.

2.1. Antecedentes

Para el mercado lo ideal es estipular el precio de cada producto en igual proporción al valor del recurso utilizado para producirlo. Sin embargo, mayor es la importancia en generar beneficios y pagar gastos quedando el valor a los recursos cómo lo menos importante. Los recursos naturales son solo vistos cómo las materias primas para los negocios, sin mencionar que aún existe la creencia popular de que son inagotables o de rápida recuperación lo que al final nos deja con una miopía que no refleja una adecuada valoración de los diversos valores del medioambiente.

Pero muchas empresas se han dado cuenta de lo equivocado que es seguir un sistema lineal y han optado por cambiar al sistema circular y son estas acciones las que han incrementado su valor y aprovechar los más

que se pueda los recursos, evitando qué gran parte de ellos sea desechado. De esta forma también podemos mencionar otras estrategias que se pueden implementar de economía circular dentro de las empresas tales como:

- Sistemas productos - servicios: es un sistema que combina un producto tangible con un servicio intangible buscando satisfacer necesidades concretas de los usuarios en lugar de proveerle de un solo producto que cubra esta función. Cómo por ejemplo el servicio de mantenimiento, garantías, alquiler o contratos. (Tucker, y otros, 2006)
- Segunda vida de materiales y productos: se busca recuperar los materiales que sean capaces de revenderse o utilizar para crear nuevos productos. En Panamá un grupo de emprendedores crean bolsas a base de vallas publicitarias (Novey, 2022)
- Economía colaborativa: es un modelo económico en el que dos o más personas interactúan por medio digital o físico para satisfacer una necesidad, incluye a los bienes de segunda mano que son productos que pasan de quienes no los quieren a quienes sí.
- Ecodiseño y diseño para la sostenibilidad: acciones destinadas al mejoramiento y reducción del impacto ambiental de un producto, tomando en cuenta toda la línea de su ciclo de vida, desde su diseño, producción hasta su gestión cómo desecho. (School Eae Business, 2021). En Panamá se encuentra la fundación Waste Revolution quienes fabrican camisetas a base de botellas plásticas. (ISTMO, 2022).
- Fabricar para durar: produce productos duraderos y de alta calidad para clientes que están dispuestos a pagar más por esa calidad, rompiendo así con la obsolescencia programada.
- Acondicionamiento, renovación, reparación y restauración de productos: productos usados, pero que se encuentran en buen estado o en un estado que se pueda reparar.
- Sistema de trueque: intercambio de un artículo por otro cómo forma de pago. En Panamá existe el programa Reciclar Paga la cuales son máquinas que te dan puntos por cada botella de plástico o lata de aluminio que les des, estos puntos pueden canjearse por descuentos o inclusive entradas al cine. (Reciclar Paga, 2022).
- Repuesto y reparación: se trata de una función o característica del producto que pueda ser reemplazada más rápido que el producto en sí, como ocurre con los cartuchos de tinta vs. las impresoras, en Panamá podemos destacar la empresa Ecoink que recarga los cartuchos viejos. (Ecoink Express, 2019)
- Descarbonización de las industrias: la descarbonización es el proceso de reducción de emisiones de carbono y electrificación de la economía basada en energía limpia y alternativa que solo el planeta puede absorber. (Iberdrola, 2022)
- Criterios ASG: los Criterios Ambientales, Sociales y de Gobierno Corporativo (ASG) son un conjunto de reglas que se siguen al tomar decisiones comerciales, incluidos los criterios sobre en qué tipos de activos y proyectos se invierte, no solo tomando en cuenta la parte financiera, sino que se da importancia al impacto ambiental que conlleve. (RSS: Responsabilidad Social y Sustentabilidad, s.f.)
- Marketing verde: el marketing verde o marketing ambiental consiste en la implementación de estrategias comerciales que promuevan la venta de productos que sean ecológicos o reduzcan el impacto negativo en el medio ambiente. (redacción APD, 2019) al ser ilegal el uso de plástico para envases de huevos en Panamá, se ha implementado el cambio de material por otro más eco amigable a base de papel reciclado. (Molpack Corporation, 2021)

2.2. Sistema de gestión de residuos en Panamá

Los principales elementos de la gestión de residuos son la cantidad y la calidad de estos. La calidad está determinada por la composición de los residuos generados por la sociedad, y mediante un estudio realizado por la AAUD (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario de Panamá) en conjunto con INECO (Ingeniería y Economía del Transporte S.A) se obtuvo que los materiales que componen los desechos muchos pueden ser aprovechados (papel, plástico, cerámica, brick, aluminio, cartón, textiles, madera, neumático y vidrio) sin embargo, y lastimosamente solo son desechados, perdiéndose así la oportunidad de darles una nueva oportunidad. (INECO, 2017)

Por otro lado, en tema de cantidad, podemos decir que, en Panamá a nivel nacional, la generación total estimada de residuos es de casi 4.372,72 ton/día, es decir que cada panameño genera 1,2 kg de residuos al día. De esta cantidad solo el 50% son plástico, papel, cartón, metal y vidrio, materiales que podrían ser aprovechados. De los residuos totales, solo el 57,8% son recogidos correctamente, mientras que el 42,2% restantes terminan mal dispuestos en calles, parques o inclusive ríos, llegando así a los océanos. (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021)

Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), entre el 60% y el 80% de los desechos marinos son plásticos y solo Panamá cada año arroja alrededor de 102 millones toneladas de plásticos a los océanos. Después de Chile, Panamá es el segundo país de América que genera más residuos per cápita. (Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente, 2022).

Es necesario destacar que en Panamá existen al menos 62 rellenos sanitarios (383 hectáreas) que según INECO tienen el potencial para ser industrias de reciclaje. (INECO, 2017)

En cuanto a la recolección, la AAUD que es la Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, está encargada de la recolección de los desechos en el área capitalina. Como apoyo a los municipios, estas trabajan en conjunto con siete empresas (Garbage Collection, Greatview, Prontoaseo, Voltran, Serviaseo, Aseo Capital, Panamá Waste Management), ya que los municipios no cuentan con el equipo suficiente. El servicio de recolección se supone, se brinda con diferentes frecuencias y rutas a todas las comunidades, pero existen problemáticas tales como rutas ineficientes y desorganizadas que dificultan el servicio y puede llevar a una disposición inadecuada de los residuos.

La autoridad de aseo urbano domiciliario utiliza 3 métodos de recolección de residuos; los cuales son puerta a puerta, punto a punto y mixto:

- La recolección puerta a puerta consiste en el tipo de recolección en la que el camión puede llegar justo a las puertas de las casas en las comunidades, este tipo de recolección es la más empleada en las rutas.
- La recolección punto a punto se ejecuta mediante el uso de contenedores normalmente metálicos no segregados y muchas veces es posible que se dé una gran acumulación de residuos.
- En cuanto a la recolección mixta, se da en aquellos lugares, donde a una sección de la comunidad se le puede brindar el servicio puerta a puerta y a la otra, aunque en la misma zona, debido a falta de accesibilidad, se debe realizar punto a punto. Adicional a estos tipos de recolección, se le suma operativos de limpieza especiales como las limpiezas de playas, ríos y vías públicas, con el objetivo de lograr eliminar los residuos en estos sitios.

2.3. Leyes

La legislación panameña es numerosa en decretos y leyes tendientes a mejorar las relaciones entre el hombre y la naturaleza, que vienen dándose desde los inicios de la era republicana. El derecho ambiental se encuentra en toda la normativa nacional, se puede encontrar en diversas disposiciones descritas en la constitución política de la república de Panamá; en los convenios y acuerdos internacionales; en los tratados; en los códigos penal, administrativo y sanitario; en las leyes orgánicas; en los decretos - leyes; en

los resueltos de gabinete; en los reglamentos; en las resoluciones ejecutivas; en los resueltos de cada institución; en los acuerdos municipales; en los decretos de la alcaldía y en las regulaciones institucionales. En Panamá, se dispone de leyes que buscan mejor la gestión de los residuos, cómo las que se enlistan de manera cronológica, a continuación:

- La ley 276 del 30 de diciembre de 2021, que regula la gestión de residuos sólidos en la república de Panamá. Esta ley tiene por objeto regular la gestión integral de residuos en la república de Panamá, definiendo sus principios y estableciendo los derechos, las responsabilidades, las obligaciones y las atribuciones de las instituciones públicas y de la sociedad en su conjunto, con la finalidad de asegurar un manejo de residuos de forma racional y sostenible, así como para prevenir su generación y evitar o mitigar los impactos adversos sobre la salud humana y el ambiente. Dentro los objetivos de esta ley están en establecer un sistema de gestión a través del reciclaje, la reutilización, la reducción, el aprovechamiento y la reparación en todo el ciclo de vida de los bienes y servicios. (artículo 3) (Asamblea General de Panamá, 2021)
- Ley 187 del 2 de diciembre de 2020, que regula la reducción y eliminación progresiva de los plásticos de un solo uso, para poco a poco reemplazarlos por materiales alternativos más eco-amigables (Asamblea General de Panamá, 2020)
- Ley 33 de 30 de mayo de 2018, publicada en la gaceta oficial número 28537-c de 31 de mayo de 2018, la cual dicta la “política de Basura Cero cómo parte de la gestión integral de residuos basados en los conceptos de economía circular”, a fin de lograr el mayor aprovechamiento económico, ambiental y social de los residuos y de los recursos naturales, así como de generar nuevas fuentes de trabajo y reducir la contaminación y los impactos a la salud y al ambiente. Se cuenta con un marco legal, pero todavía queda reglamentar las políticas establecidas en la misma, y que se promueva la inversión mediante incentivos necesarios para impulsar la economía circular y salvaguardar nuestros recursos no renovables. (Asamblea General de Panamá, 2018)
- La ley 6 del 6 de febrero de 2017, donde establece la gestión integrada de residuos sólidos en las instituciones públicas. Esta ley establece pautas, obligaciones y responsabilidades para las instituciones públicas en el territorio nacional en materia de gestión integrada de residuos sólidos, cómo papel, cartón, latas de aluminio, brick, botellas plásticas desechables y cualquier otro residuo, con excepción de los desechos hospitalarios. (Asamblea General de Panamá, 2017)

2.4. Alternativas de recuperación de materiales

Panamá ha implementado algunas alternativas para la recuperación de materiales. Entre las que podemos destacar:

- Programa Basura Cero: el concepto basura-cero es un principio de modelo para el siglo XXI y filosofía de estilo vida, en donde su enfoque se basa en maximizar el reciclaje, reduce los residuos, reduce el consumo y asegura que los productos sean reutilizados, reparados o reciclados y devueltos a la naturaleza o devueltos al mercado. (Basura Cero, 2018)
- Programa Botellas de Amor y la planta de reciclaje más grande de Centroamérica: hace 20 años nació en Colombia la fundación Botellas de Amor, una organización no gubernamental que tiene como objetivo reducir la contaminación causada por los plásticos de un solo uso, antes solo recolectando los plásticos, pero ahora buscan lograrlos convertir en materia prima para hacer madera plástica la cual es utilizada para la construcción de inmobiliario cómo parques y casa sobre todo para ayudar a comunidades vulnerables y con bajos recursos. Botellas de Amor actualmente tiene presencia en Panamá, Colombia, Ecuador y república Dominicana. En Panamá tienen 60 centros de acopio, ellos solo piden a la ciudadanía que colaboren depositando los plásticos flexibles (cómo empaques o bolsas plásticas) dentro de envases plásticos rígidos (botellas) y sean entregados

en los centros de acopio. Desde 2020, Botellas de Amor ha recolectado más de 90 toneladas de plásticos, nada más en Panamá. (El Universo, 2018).

- Sistema Wanda Díaz: este sistema recibe su nombre del acrónimo de la expresión Wheel and Action y el apellido Díaz por la ubicación, ya que se encuentra en el río Juan Díaz (Panamá). Wanda es parte del grupo de ruedas atrapa desechos creados por John Kellet de las cuales las demás se encuentran en Baltimore (Guevara, 2022). Panamá es el primer país de Latinoamérica que cuenta con una rueda hidráulica para recolectar basura. Este es un mecanismo que retiene los desechos en la corriente de agua y los extrae para su clasificación, reciclaje o eliminación adecuada. La rueda, funciona con paneles solares y bandas transportadoras, estas bandas suben la basura que flota en el río hasta donde los materiales recuperables serán segregados para su reciclaje, y los no recuperables serán enviados para su correcta disposición.
- Barreras de contención de residuos: denominadas B.O.B o barreras de contención de residuos. El nombre B.O.B son las siglas para “Barrera O Basura”. Estas barreras de contención son medidas ambientales establecida antes de Wanda con el objetivo de prevenir y reducir el impacto de las actividades humanas en el medioambiente, atrapando y recuperando los desechos que contaminan los ríos donde están colocados en la ciudad de Panamá. Estas barreras han recolectado más de 100 toneladas de desechos (Fundación Marea Verde, 2020).

2.5. Enfoque empresarial, gubernamental y profesional sobre la economía circular en Panamá

Cómo parte de la metodología de esta investigación se realizaron entrevistas a distintos profesionales panameños relacionados con el tema de economía circular. A cada uno se le realizó las mismas preguntas para poder comparar las distintas visiones que poseía cada uno de los profesionales.

Preguntas empleadas:

1. ¿Cómo se implementa la economía circular y cómo va el avance en Panamá?
2. ¿En cuáles pilares se debe basar una economía circular y cuál de esos usted se siente más compenetrado?
3. ¿Cómo se manejan los incentivos para las empresas que participen dentro de la economía circular?
4. ¿Cómo se ve la implementación de la economía circular a corto, medio y largo plazo?

Tabla 1. Profesionales panameños entrevistados

Profesional	Entidad que representa	Profesión
Doctor Miguel Flores	Gobierno	Director nacional de verificación del desempeño ambiental del Ministerio de Ambiente.
Doctor Euclides Deago	Investigador y docente	Doctor en ingeniería, investigador en la Universidad Tecnológica de Panamá.
Ing. Diomedes Vasques	Empresa privada	Ingeniero industrial jefe de producción empresas Kiener (empresa de fabricación de embutidos), representante del Sindicato de Industriales de Panamá en el Ministerio de Ambiente.
Ing. Graciela Martiz	Docente e ingeniera agrónoma	Profesora de maestría en Producción Más Limpia en la Universidad Latinoamericana de Ciencia y Tecnología y de la Universidad Tecnológica de Panamá.
Magister María Núñez	Organización no gubernamental	Coordinadora de proyecto Fundación Natura.

3. Resultados

Por parte del gobierno, ellos consideran que lo primero que se debe considerar es la capacitación y concientización de las personas y empresas, continuar con las investigaciones, implementación de leyes e incentivos que promuevan la economía circular, cómo lo estipula la ley 223 del 8 de junio del 2021 que establece beneficios y exoneraciones fiscales en tema de materia ambiental. Otros países de la región están avanzando en la implementación de este tipo de sistema, por lo que Panamá no puede quedarse atrás, lo que representaría pérdida de competitividad, lo que lo haría menos atractivo para la inversión. Se espera que a largo plazo Panamá tenga laboratorios e industrias que puedan investigar y desarrollar nuevos productos más sostenibles.

Pero también debemos tomar en cuenta que, si es cierto que existen los incentivos para las empresas, pero que igualmente hacer este cambio entre sistemas representa un coste para ellas, lo que puede verse reflejado en los precios de los productos. Muchas empresas panameñas ya han ido aplicando el modelo de economía circular, pero son las multinacionales las que llevan la delantera, debido a que obedecen a directrices de sus casas matrices.

Por parte de las universidades, la visión de ellos es más encaminada a la parte educativa, consideraban que Panamá va poco a poco ajustándose al concepto de economía circular. Que se encuentra avanzado en materia de normativa ambiental y de regulaciones que buscan incentivar el aprovechamiento de residuos. Existe interés por parte de la empresa privada y del gobierno en establecer esta cultura. Las entidades consideraban que era necesario hacer una modificación en los planes de estudios para incluir este concepto de economía circular, el cual las personas conocen e implementan, pero no de forma sistemática; la creación de marcos legales claros en todos los ámbitos: ambiental, fiscal, etc. Que haya mayor inversión en ciencia, tecnología e innovación para la generación de conocimientos en temas de economía circular; graduar profesionales especializados en economía circular que se incorporan en el mercado laboral tanto público como privado.

Por último, es necesario mencionar las instituciones no gubernamentales y fundaciones, quienes consideraban que Panamá se encuentra en la etapa de implementación de acciones que van en la ruta a generar este tipo de sistemas. Se han aplicado acciones a nivel local cómo, por ejemplo: el cálculo de la huella de carbono, la aplicación de sistemas de reciclaje, el uso de energía renovable, además de los compromisos adquiridos de convenios internacionales que pueden permitir más adelante la aplicación de la economía circular en Panamá.

4. Conclusiones

Después de analizar la información recolectada podemos decir que, la economía lineal representa más bien solo un desperdicio de los materiales, lo cuales pueden ser nuevamente aprovechados y esto lo que busca lograr la economía circular, perpetuando así los recursos y disminuyendo los desechos.

De no hacer el cambio de sistemas económicos de lineal a circular podríamos enfrentar las consecuencias de escasez de materia prima, aumento de la contaminación y otras afectaciones directas al medioambiente e indirectas a la humanidad cómo el cambio climático.

Panamá ha visto el potencial de transformar el antiguo sistema lineal por uno circular, pero aún es muy joven en este tema. Además, existen factores cómo la falta de personal, presupuesto, instalaciones y una sociedad ya acostumbrada al antiguo sistema que complican el cambio. Aun así, al ver la problemática, muchos son los panameños que buscan instruirse para lograr identificar la forma en que se pueda lograr este cambio.

La economía circular plantea un cambio de sistema económico, social e industrial. Lo que genera grandes oportunidades en la valoración de los residuos como recursos secundarios y dejarlos de ver como un problema y se reintroduzcan en la cadena de valor.

Consideramos que la unión entre el gobierno, la participación ciudadana y la empresa privada son fundamentales para lograr cambiar de una economía lineal de consumo por una circular de eficiencia y ahorro. Hace falta más integración, apoyo, recursos, incentivos, no solo económicos y conocimiento entre la ciudadanía para poder lograr la utopía de la economía circular.

Referencias

- Asamblea Nacional de Panamá. 2017. La Ley 6 del 6 de febrero de 2017. Panamá : s.n., 2017.
- Asamblea Nacional de Panamá. 2020. Ley 187 del 2 de diciembre de 2020. Panamá : s.n., 2020.
- Asamblea nacional de Panamá. 2021. Ley 276. Que regula la gestión de los residuos sólidos en la república de Panamá. Gaceta 29445 E. Panamá, Gaceta Oficial, 30 de diciembre de 2021.
- Asamblea Nacional de Panamá. 2018. Ley 33 de 30 de mayo de 2018. Panamá : s.n., 2018.
- Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario. (2021). Diagnóstico de los Vertederos a Nivel Nacional. Recuperado el 28 de agosto de 2022, de <https://www.aaud.gob.pa:https://www.aaud.gob.pa/index.asp?sec=Proyectos/Diagnostico&id=diagnostico>
- Braungart, Michael y Mc Donough, William. 2002. Cradle to Cradle: Remaking the Way we Make Things. 2002.
- Ecoink Express. (2019). Nosotros. Recuperado el 5 de agosto de 2022, de Ecoink Express: <https://www.ecoinkexpress.com.pa/nosotros>
- El Universo. 2018. Fundación Llena una Botella de Amor convierte los residuos en viviendas. www.eluniverso.com/. [En línea] 17 de octubre de 2018. [Citado el: 24 de agosto de 2022.] <https://www.eluniverso.com/larevista/2018/10/07/nota/6984755/fundacion-llena-botella-amor-convierte-residuos-viviendas/>.
- Fundación Marea Verde. 2020. B.O.B Barrera o Basura. <https://www.mareaverdepanama.org>. [En línea] 20 de julio de 2020. [Citado el: 12 de agosto de 2022.] <https://www.mareaverdepanama.org/proyecto-5>.
- Guevara, Helkin. 2022. ¿Qué es WANDA, el innovador proyecto ecológico que empezará a funcionar en Panamá? [En línea] 6 de marzo de 2022. [Citado el: 12 de Agosto de 2022.] https://www.tvn-2.com/contenido-exclusivo/wanda-innovador-ecologico-funcionar-panama-rios-basura-abril_1_1003203.html.
- Iberdrola. (2022). Principios y acciones regulatorias de la descarbonización energética que contribuyen a un marco sostenible y eficiente para combatir el cambio climático. Recuperado el 23 de agosto de 2022, de <https://www.iberdrola.com:https://www.iberdrola.com/conocenos/energetica-del-futuro/descarbonizacion-economia-principios-acciones-regulacion>
- Ingeniería y Economía del Transporte. 2017. Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos 2017-2027. Panamá : s.n., 2017.
- ISTMO. (2022). ISTMO. (ISTMO) Recuperado el 20 de 08 de 2022, de [istmo.co:https://istmo.co/collections/t-shirts](https://istmo.co/collections/t-shirts)

Molpack Corporation. (2021). Molpack Corporation. Recuperado el 13 de agosto de 2022, de Facebook Molpack Corporation: <https://www.facebook.com/MolpackCorporation>

Municipio de Panamá. (2018). ¿Qué es el programa Basura Cero? Obtenido de Basura Cero: <https://basuracero.mupa.gob.pa/>

Novey. (agosto de 2022). <https://pa.linkedin.com>. Recuperado el 26 de agosto de 2022, de #HechoEnCasa : <https://pa.linkedin.com/company/novey-panama>

Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente. (7 de Junio de 2022). Ocho países de América Latina combatirán juntos la basura marina y la contaminación por plásticos. Recuperado el 28 de agosto de 2022, de news.un.org: <https://news.un.org/es/story/2022/06/1509892>

Reciclar Paga. (2022). Reciclar Paga. Recuperado el 14 de agosto de 2022, de Reciclar Paga: <http://www.reciclarpaga.net/>

Redacción APD. (11 de octubre de 2019). ¿Qué es el marketing verde y cómo beneficia a tu empresa? Recuperado el 23 de agosto de 2022, de apd.es: <https://www.apd.es/marketing-verde-ventajas-desventajas/>

RSS: Responsabilidad Social y Sustentabilidad. (s.f.). Criterios ASG y ESG: qué son, significado, indicadores y principios. Recuperado el 23 de agosto de 2022, de responsabilidadesocial.net: <https://responsabilidadesocial.net/criterios-asg-y-esg-que-son-significado-indicadores-y-principios/>

School, E. B. (30 de noviembre de 2021). El blog de retos para ser directivo. Obtenido de Economía lineal: características, riesgos y alternativa: <https://retos-directivos.eae.es/economia-lineal-caracteristicas-riesgos-y-alternativa/>

Tucker, Arnold y Tischner, Ursula. 2006. New business for old europe. Product, service, competitive and sustainability. Journal of Cleaner Production. 14, 2006.

DEFINIR LA CIRCULARIDAD Y RESIDUO CERO MEDIANTE EL PROCESO CREATIVO EN UN PRODUCTO EFÍMERO

López-Forniés, Ignacio^{1*}; Royo González, Marta², Chulvi Ramos, Vicente²

¹Escuela de Ingeniería y Arquitectura, Universidad de Zaragoza, España

²Grupo DACTIC, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Castellón, España

*ignlopez@unizar.es

Resumen

Las situaciones emergentes en la sociedad requieren de respuestas rápidas que normalmente no contemplan aspectos medioambientales en el momento de cambio. En este trabajo se definen objetivos estratégicos de circularidad por medio de un proceso creativo, cuyo resultado se centra en dos escenarios para conseguir un residuo cero. El primer escenario plantea el reaprovechamiento de residuos del propio proceso industrial. Y el segundo, la recuperación y reutilización de los productos usados.

Como caso de aplicación se ha realizado un taller creativo aplicado a un proceso industrial de fabricación de mascarillas quirúrgicas. Este producto, de uso efímero, ha sufrido cambios en los últimos años debido a la pandemia COVID-19, como la obligatoriedad de uso, el usuario y entorno de uso, la gestión de los residuos, las cantidades producidas, entre otras y se prevé que se generen nuevos cambios relacionados con la vuelta a la normalidad.

El resultado es una adaptación del método QuChaNe aplicado a una sesión, de cocreación con la empresa fabricante de mascarillas, en la que se define la estrategia en economía circular. El interés se basa en utilizar un método de definición de problemas basado en preguntas, del tipo ¿Qué pasaría si...? pensando en futuros cambios, y marcando como requisitos y foco clave el aprovechamiento de residuos en la fase de fabricación y la reutilización de mascarillas usadas (residuo tras uso), sin olvidar la posibilidad de generar nuevas aplicaciones del producto.

Palabras clave: Estrategias de Circularidad; Residuo Cero; Productos Efímeros; Cocreación.

1. Introducción

La economía circular es un concepto económico y ambiental que tiene como objetivo reducir los residuos y la utilización de recursos naturales mediante el diseño de procesos y productos que permitan su reutilización, reciclaje y regeneración. En este sentido, existen diferentes normativas y estrategias que promueven la transición hacia una economía circular y sostenible (Ellen MacArthur Foundation, 2017, 2018).

La normativa española y europea establecen un marco común para la gestión de residuos (European Commission, 2015; Environment Agency y WRAP, 2013; PAEC, 2021) que promueve la reducción, reutilización y reciclaje de residuos; así como la prevención y la promoción de la economía circular. Además, las Naciones Unidas han desarrollado la Agenda 2030 y los Objetivos de desarrollo sostenible (ODS) que incluyen el fomento de la economía circular como una de las estrategias clave para la sostenibilidad global (UN, 2015).

Las estrategias de diseño circular se centran en metodologías denominadas “Design for X” que implica incorporar consideraciones específicas en el proceso de diseño con el fin de mejorar la funcionalidad, la sostenibilidad, la calidad y/o el valor del producto o sistema diseñado (Boothroyd et al., 2010). Algunas de

estas metodologías aplicadas a circularidad son: Diseño para el reciclaje que consiste en diseñar productos con materiales que puedan ser reciclados y en incorporar la facilidad de desmontaje y separación de los materiales (Brezet y Van Hemel, 1997); Design for sustainability qué es el diseño centrado en la reducción del impacto ambiental y en la utilización de materiales y recursos renovables y sostenibles (McDonough y Braungart, 2010); Design for reliability qué es el diseño centrado en la durabilidad y en la fiabilidad del producto, así como en la reducción de los costes de mantenimiento y reparación; y finalmente Diseño para la circularidad que trata de diseñar productos con una perspectiva de ciclo de vida completo, incorporando la sostenibilidad en todas las etapas del proceso de diseño y producción, esto incluye la selección de materiales sostenibles, el uso de energías renovables y la consideración de los impactos ambientales del producto a lo largo de todo su ciclo de vida (Kirchherr et al., 2017).

Autores como Sierra-Pérez et al. (2021) contemplan las estrategias del diseño para la circularidad y sus subdimensiones: Estrechando (Usar menos), Ralentizando (Usar más tiempo) y Cerrando (Usar de nuevo) (Bocken et al., 2016; Konietzko et al., 2020, Ellen MacArthur Foundation, 2020).

Belk (2013) define el concepto de "producto efímero" como aquellos productos que tienen una vida útil corta o están diseñados para ser desechables después de un solo uso, y que, por lo tanto, no tienen un valor duradero para los consumidores y tienen una generación significativa de residuos (Mont y Plepys, 2017). Estos productos suelen ser de bajo costo y se utilizan en muchos sectores como el sanitario-médico, alimentación, publicitario o promocional, etc. o en situaciones como eventos temporales o para satisfacer una demanda temporal del mercado, souvenirs de eventos deportivos o conciertos, decoraciones de temporada, productos de edición limitada, envases desechables, tarjetas de felicitación, juguetes de temporada, entre otros.

Los productos efímeros pueden reducir su alto impacto por la aplicación de estrategias de Economía Circular (CE) ya que su estado al final de su vida suele ser óptimo y disponible para otros usos. Los productos efímeros tienen amplias posibilidades de ser introducidos en otro ciclo de uso, ya sea como producto, pieza desmontada o como material (Geissdoerfer et al. 2017).

El diseño conceptual es una etapa temprana del proceso de diseño en el ámbito del diseño industrial. Se refiere al desarrollo de ideas y conceptos iniciales para un producto o sistema (Ulrich y Eppinger, 2012; Cross, 1999) antes de que se pase a etapas posteriores de diseño detallado y producción. Durante la fase de diseño conceptual, los diseñadores trabajan para comprender las necesidades y deseos de los usuarios, y exploran posibles soluciones a través de bocetos, maquetas, modelos digitales y otros medios. Se enfocan en idear soluciones creativas e innovadoras para satisfacer las necesidades del usuario y cumplir con los objetivos de negocio del proyecto (Pugh, 1991). Además de la generación de ideas y conceptos, el diseño conceptual también implica la evaluación y selección de soluciones (Roozenburg y Eekels, 1995). Los diseñadores pueden realizar pruebas de usuario, análisis de mercado y evaluación de la viabilidad técnica para determinar qué conceptos son más viables y tienen el mayor potencial de éxito.

En resumen, el diseño conceptual es una etapa crucial en el proceso de diseño y fundamental en el diseño para la circularidad, ya que establece la dirección y el marco para el diseño detallado y la producción y puede evaluar el impacto futuro. Es una fase de exploración y experimentación, en la que se generan y evalúan múltiples ideas y soluciones, y en la que se pueden incluir requisitos de circularidad y reducción del impacto medioambiental debido a los residuos generados por los productos efímeros (Bocken et al., 2016).

Existen diferentes métodos para ayudar a los diseñadores durante la generación de ideas categorizados en intuitivos (brainstorming, Checklists, Random Stimuli, etc.) y lógicos (TRIZ) (Shah et al., 2003). Dentro de los métodos intuitivos existen los métodos basados en preguntas para generar ideas como el SCAMPER (Eberle, 1971) o las cinco W y H (VanGundy, 1985). Eris (2004) en su investigación distingue entre diferentes tipos de preguntas entre las que se encuentran las de Creación de Escenarios. Estas ayudan a generar posibles escenarios planteando situaciones futuras no contempladas inicialmente por el usuario prolongando así su vida de uso. Este tipo de preguntas son las utilizadas por Royo et al. (2021) para promover ideas de diseño

que tienen en cuenta las necesidades cambiantes de los usuarios (QuChaNe). Teniendo en cuenta estas premisas, se han identificado cuatro temas o categorías a las que se referirían las preguntas: número y tamaño del usuario (S), capacidades del usuario (C), actualizaciones y cambios tecnológicos (U) y, por último, el entorno del producto (E). Por ejemplo, en un cochecito para niños el producto podría utilizarse para llevar a uno o dos niños, por ejemplo, un bebé de 4 meses o uno de 12 meses. La persona que lo empuja puede sufrir una discapacidad en la mano. Tal vez el usuario tenga que utilizar el cochecito en un terreno irregular o tal vez cambie una pieza rota (Royo, 2016).

Adaptar por tanto estas preguntas a la problemática concreta de las mascarillas podría ayudar a la circularidad revalorizando los residuos generados. La mascarilla ha pasado a ser una parte fundamental de nuestra vida. Es también, junto a los plásticos de un solo uso, uno de los objetos más efímeros de cuantos utilizamos en el día a día. Su vida útil es de cuatro horas en el caso de las quirúrgicas e higiénicas, y de ocho si se trata de una FFP2. Prácticamente desde que las extraemos de su envase ya se consideran residuos. Se propone, por tanto, una interacción de métodos ya probados para generar un proceso de diseño dedicado a la Circularidad. Se trata, en primer lugar, de trabajar las fases iniciales del diseño, creatividad y conceptualización, integrando requisitos de circularidad que se obtienen por el método QuChaNe.

2. Metodología

La conceptualización y la generación de ideas son partes integrales de todo proceso de diseño. Los proyectos de eco-innovación requieren de una fase específica de eco-ideación para cumplir los objetivos ambientales establecidos. Según la Tabla 1, un taller de eco-ideación sigue un proceso teórico. En la sección resultados, a medida que avanza el texto, se explica y detalla cada fase, junto con las responsabilidades involucradas y los resultados obtenidos.

Tabla 1. Proceso de un taller de eco-ideación (López-Forniés y Sierra-Pérez, 2019).

Fase	Tarea / Compromiso
Definición de objetivos	Objetivos ambientales / Resultado previsto
Selección de participantes	Líderes creativos y equipo creativo. Equipo experto.
Selección de técnicas creativas	Técnicas de generación de ideas.
Programación	Programación y planificación temporal. Definición de las necesidades de material. Definición de las necesidades de espacio.
Sesiones creativas	Sesiones de juego. Calentamiento/generación de ideas.
Resultados de la evaluación	Evaluación in situ/en grupo. Evaluación posterior por expertos.

3. Resultados

3.1 Objetivos del taller

Para definir los objetivos del taller se ha utilizado la herramienta PATHFINDER, se encuentra en la plataforma ResCoM (IDEAL&CO Explore y DUT, 2016), que reúne aplicaciones de software y herramientas y métodos descriptivos en un solo lugar para respaldar la toma de decisiones y la implementación de circularidad en productos. Para implementar el pensamiento de economía circular, las empresas pueden comenzar con Circular Pathfinder. Con unas pocas preguntas, pueden identificar los objetivos en circularidad más adecuados para sus productos. Usando las mejores prácticas de otras compañías, Circular Pathfinder (<https://www.ideal-co.nl/pathfinder/>) guía a los usuarios a objetivos con potencial para su caso específico. Esta herramienta da pautas sobre como la refabricación de productos, la extensión de la vida o el reciclaje, son de interés, con ejemplos de empresas que ya los han aplicado, y sugiere pasos adicionales a seguir.

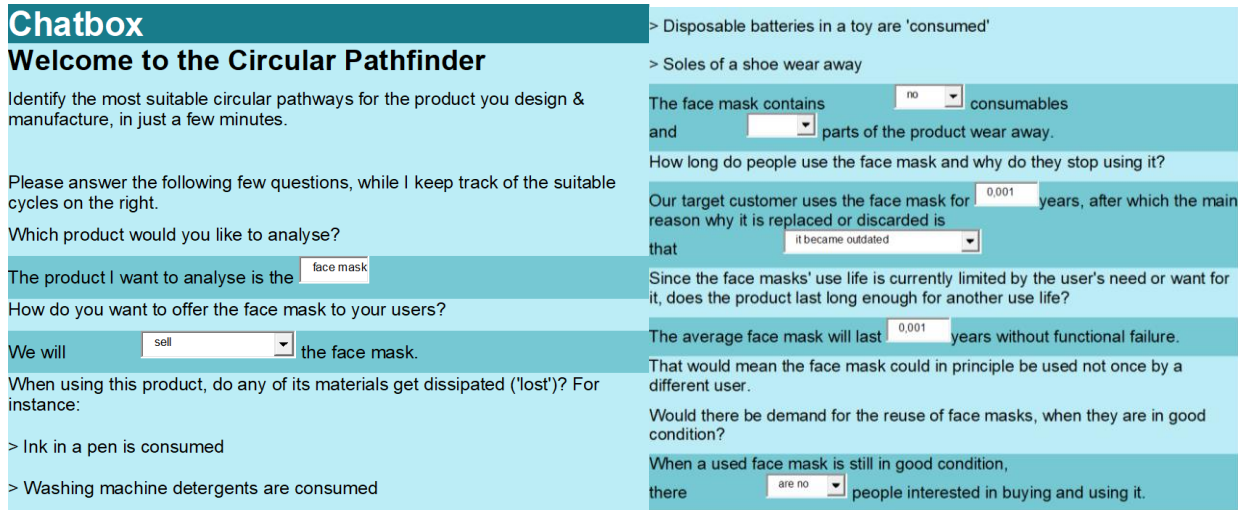


Figura 1: Chatbot de Circular Pathfinder (IDEAL&CO Explore, & DUT, 2016).

La herramienta funciona como un chatbox, ver Figura 1, en el que se responden una serie de preguntas con opciones elegibles en un desplegable. Una vez que la herramienta ha procesado las respuestas genera un sencillo informe que presenta qué estrategias son adecuadas de implantar y cuáles opcionales. Además, da unas conclusiones para cada estrategia que se puede aplicar, unos ejemplos de productos similares y una recomendación sobre herramientas que se pueden aplicar. De este modo la herramienta fija las estrategias y propone herramientas para definir los objetivos.

Los resultados de la aplicación muestran que las mejores estrategias para un rediseño circular de la mascarilla son el diseño para la actualización y el reciclaje. Las más adecuadas son la actualización, el diseño para la capacidad de actualización es una estrategia de diseño relevante porque el producto se vuelve obsoleto y se descarta mientras su material aún es funcional y reutilizable; y reciclar ya que se puede recolectar el producto, y permite recuperar el valor material de las partes del producto. Además, el uso de materiales reciclados en su producto ayuda a cerrar realmente los ciclos de materiales.

También se ha utilizado también la herramienta CIRCULAR ECONOMY INDICATORS (Circularity Indicators, 2023) concretamente la herramienta Circularity Potencial Calculator (Circularity Potential Calculator, 2023), mostrando los resultados en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados de Circularity Potencial Indicador para una mascarilla FFP2. (Circularity Potential Calculator, 2023).

Indicador según bucle de aplicación	Valor
El indicador general de Circularidad es bajo	35/100
El indicador de diseño es medio	11/25
El potencial nuevo modelo de negocio es muy bajo	5/25
La posibilidad de invertir los ciclos y hacer cambios es baja	7/25
Las condiciones favorables del sistema para activar la circularidad son medio	11/25
muy bajo 0-5, 0-20%; bajo 5-10, 21-40%; medio 10-15, 41-60%; medio-alto 15-20, 61-80%; alto 20-25, 81-100%	

Con estas conclusiones y los comentarios de la empresa e investigadores se han definidos los siguientes objetivos para la actuación en cocreación:

- Definir el problema de una manera amplia y abierta en todas sus componentes. El fin de este taller es concretar los problemas o dificultades más importantes, relacionarlos con estrategias de EC y cero residuos y definir los objetivos de la sesión de cocreación.

- Respecto a los residuos es necesario dimensionar la gestión de los mismos, ya sea con indicadores de impacto en Economía Circular o partiendo de la situación actual que contempla una revisión de costes y el volumen generado e integrando algún indicador medioambiental para completar. (Upgrade + Recycle de los residuos en fábrica)

Se establecen dos líneas de trabajo, la primera para trabajar sobre el residuo de material y la segunda para el diseño de nuevos productos con el mismo material y proceso que tiene la empresa, con objetivos particulares:

- Generar ideas sobre la gestión de residuos para (1) separar los componentes, (2) recuperar las usadas y (3) desarrollar nuevas aplicaciones para el residuo.
- Generar ideas de (1) nuevas aplicaciones, (2) nuevos usuarios o entornos de uso y (3) dotar de valor añadido a las mascarillas.

3.2 Selección de participantes

Por parte de la empresa han participado dos personas, un perfil de fabricación y trabajo en planta y un segundo perfil de gestión a nivel empresarial, con una visión más amplia.

Por parte de las universidades han participado tres investigadores, con perfil de cocreación y métricas de evaluación de la creatividad, una investigadora con un perfil en metodologías del diseño en fase conceptual y sostenibilidad y el último investigador con un perfil en creatividad en diseño y métricas de diseño conceptual.

3.3 Selección de técnicas creativas

La Tabla 3 muestra la lista de preguntas de creación de escenarios propuestas para fomentar la reflexión sobre ideas para cambiar necesidades, preguntas QuChaNe. Las preguntas están ordenadas según las cuatro categorías con un esquema de codificación.

Se da por supuesto que el producto mascarilla no se puede cambiar dado el sistema productivo ya ajustado, por lo tanto, hay estrategias de EC que no son aplicables

Tabla 3. Preguntas QuChaNe (Royo et al. 2021) adaptadas

Categoría	SCE		Pregunta
Usuario	C	U1	Si el número de usuarios y consumidores varía (aumento o reducción) en el futuro, ¿Cómo afecta a la gestión de residuos?
	N+S+C	U2	Si el tipo de consumidor o usuario cambia (nuevo mercado) ¿Puede el producto sufrir cambios para mejorar la circularidad?
Entorno productivo	N+C	EP1	¿Es posible que se den cambios en la materia prima?
	N	EP2	¿Es posible utilizar menos material, energía o transporte (MET)? ¿MET Han llegado a su límite? para el producto actual y para el residuo
	S	EP3	¿Es la unidad funcional satisfactoria?
	C	EP4	¿Por qué se producen defectuosas? ¿Se puede hacer algo con ellas? ¿El qué? ¿Se puede cambiar el diseño/proceso?
	N	EP5	¿Es posible mejorar el envasado, embalaje o el transporte? ¿Hay problemas?
Entorno de uso	N+S+C	EU1	¿Puede cambiar el entorno de uso? ¿Afectaría a las necesidades de las mascarillas?
	C	EU2	¿Afectaría al tratamiento del residuo? ¿Puede ser necesario utilizar los residuos para algo en particular?
	S+C	EU3	¿Es fácil recuperar las mascarillas usadas? ¿Qué dificultades/limitaciones hay?
	N+C	EU4	¿Se han hecho pruebas para reciclar/reutilizar las mascarillas? ¿Éxito/fracaso? ¿Es posible reacondicionar el producto o reutilizar sus partes? ¿Es posible que haya entornos de uso que obliguen el uso de mascarilla para siempre?

Actualización tecnológica	N+S+C N+S+C	AT1 AT2	¿Es posible que haya actualizaciones tecnológicas en el material y los procesos? ¿Es posible actualizar tecnológicamente el producto? ¿Se puede mejorar, incrementar prestaciones o funciones en el futuro?
SCE Strategies in Circular Economy. N Narrowing, S Slowing y C Closing			

La información relacionada con aspectos económicos no se ha tenido en cuenta por motivos de confidencialidad.

3.4 Programación

La programación del taller es la mostrada en la tabla 4

Tabla 4. Programación y materiales para la sesión de cocreación

Tiempo	Actividad/Técnica utilizada	Materiales
10'	Presentación del taller	Videoconferencia y apoyo con la herramienta Miro
10'	Presentación de participantes	Videoconferencia
20'	Explicación QuChaNe. Resolver dudas	Ficha QuChaNe, en aplicación Miro
10'	QuChaNe	Ficha QuChaNe, en aplicación Miro
40'	Comentarios QuChaNe	Ficha Control resultados (checklist, solo investigadores)
10'	Revisión de resultados y Conclusiones	Videoconferencia

3.5 Descripción de la sesión creativa

La sesión creativa se desarrolló con normalidad y buena participación, los objetivos eran dos, en una primera parte generar ideas que se relacionen con la gestión de residuos y nuevas formas de aprovecharlos y una segunda parte para generar ideas de nuevos productos o aplicaciones integrando aspectos de economía circular.

3.6 Resultados

La Tabla 5 muestra la recopilación de las respuestas de los participantes según categorías.

Potenciales cambios en:		
El usuario	P1	Más volumen que en el pre-covid pero no tanto como en plena crisis sanitaria. Reducirá el problema de residuos. Cartón, tejido no-tejido y polipropileno, la recogida no solicita volumen mínimo de residuos. También se utiliza para el interior de automóviles, sector textil, relleno de asientos.
	P2	No cambia el producto y no afecta a la circularidad. Filtros intercambiables. Mascarilla antigripal. Evitar el incremento del precio final ya que el usuario dejará de adquirirlas.
El entorno productivo	E1	Sí, mientras se mantengan las mismas propiedades. Encontrarla más económica o con una relación filtrado/coste con mejor ratio.
	E2	Realizar mejora continua.
	E3	Sí, aunque mejorar la reducción de tiempos muertos. Las tolerancias del producto para evitar rechazos evitando los fallos. Reducción del personal.
	E4	Valorar el reproceso para saber si es interesante. Los elementos defectuosos de utilizan en fábrica.
	E5	Optimizar el transporte (envasado al vacío) valorando el coste.
El entorno de uso	EU1	No. Cada sector requiere de unas características.
	EU2	Colchones, rellenos de asientos
	EU3	Problemas de la goma y alambres de los residuos. La gente no sabe dónde tirarlas.
	EU4	
Actualizaciones tecnológicas	AT1	
	AT2	

4. Discusión y conclusiones

La siguiente comunicación muestra el desarrollo de una metodología para mejorar la sostenibilidad de un producto efímero en la fase de diseño conceptual siguiendo los pasos de una sesión de cocreación.

La utilización de las preguntas QuChaNe ha logrado conseguir la información requerida por parte de la empresa e investigadores, aunque algunas de las categorías no han sido aplicadas debido a la tipología de producto. Las ideas obtenidas han sido interesantes y válidas para la empresa que necesitará evaluar económicamente su impacto económico y técnico para ponerlas en marcha. Para ayudar a la empresa en la toma de decisiones ante las ideas obtenidas sería interesante como trabajo futuro generar una métrica que permita evaluar la satisfacción de dichas necesidades, que será objetiva y que determinara la jerarquización de los conceptos.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a la empresa Airnatech Antiviral S.L. la participación en la investigación.

Referencias.

- Belk, R., 2013. Extended self in a digital world. *Journal of Consumer Research*, 40(3), 477-500. <https://doi.org/10.1086/671052>
- Bocken, N. M., De Pauw, I., Bakker, C., Van Der Grinten, B., 2016. Product design and business model strategies for a circular economy. *J. ind. Prod. Eng.*, 33(5), 308-320. <https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124>
- Boothroyd, G., Dewhurst, P., Knight, W. A., 2010. *Product design for manufacture and assembly*. CRC press.
- Brezet, J. C., Van Hemel, C., 1997. Ecodesign: a promising approach to sustainable production and consumption. In J. C. Brezet & A. van der Vlist (Eds.), *Product design and the environment: A life cycle approach* (pp. 3-22). CRC Press
- Circularity Indicators, 2023. <http://circulareconomyindicators.com/> (acceso 07/02/2023)
- Circularity Potential Calculator, 2023. <http://circulareconomyindicators.com/cpitol.php> (acceso 07/02/2023)
- Cross, N., 1999. Natural intelligence in design. *Design Studies*, 20(1), 25-39. [https://doi.org/10.1016/S0142-694X\(98\)00026-X](https://doi.org/10.1016/S0142-694X(98)00026-X)
- Eberle, R. F., 1971. *Scamper: games for imagination development*. Buffalo: YDOK
- Environment Agency and WRAP (Waste and Resources Action Programme), 2013. "Quality Protocol for Aggregates from Inert Waste." Bristol, UK. <https://www.gov.uk/government/publications/quality-protocol-production-of-aggregates-from-inert-waste> (acceso 07/03/2023).
- Ellen MacArthur Foundation, 2017, 2018. "Circular Design Guide". <https://www.circulardesignguide.com/> (acceso 01/03/2023).
- Ellen MacArthur Foundation, 2020. What is a circular economy?. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/concept>
- Eris, O., 2004. *Effective inquiry for innovative engineering design* (Vol. 10). Springer Science & Business Media.
- European Commission, 2015. *Closing the loop – An EU action plan for Circular Economy* Brussels.
- IDEAL&CO Explore, & DUT. (2016). *BEST DESIGN PRACTICES ResCoM report D3.2*. <http://www.rescoms.eu/project/deliverables> <https://www.ideal-co.nl/pathfinder/> (acceso 01/03/2023)

- Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Konietzko, J., Bocken, N., & Hultink, E. J. (2020). "A Tool to Analyze, Ideate and Develop Circular Innovation Ecosystems," *Sustainability*, vol. 12, no. 1, p. 417. <https://doi.org/10.3390/su12010417>
- López-Forniés, I., & Sierra-Pérez, J. (2019). Eco-ideation workshops: definition and requirements. In *Advances on Mechanics, Design Engineering and Manufacturing II* (pp. 585-595). Springer, Cham.
- McDonough, W., Braungart, M., 2010. *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*. North Point Press.
- Mont, O., Plepys, A., 2017. Design for sustainable behaviour: Strategies and perceptions. *Journal of Cleaner Production*, 156, 171-182. <https://doi.org/10.1016/j.destud.2009.05.001>
- PAEC (2021) I Plan de Acción de Economía Circular 2021-2023. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), Gobierno de España.
- Pugh, S., 1991. Concept selection: a method that works. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: Journal of Engineering Manufacture*, 205(2), 77-84.
- Roozenburg, N.F., Eekels, J., 1995. *Product Design: Fundamentals and Methods*. John Wiley & Sons.
- Royo M., Mulet, E., Chulvi, V., Felip, F., 2021. Guiding questions for increasing the generation of product ideas to meet changing needs (QuChaNe). *Res. Eng. Des.* 3 (32): 411-430. <https://doi.org/10.1007/s00163-021-00364-x>
- Royo, M., 2016. Incorporación de nuevos escenarios de uso en el proceso de diseño (SIPD): Propuesta metodológica y valoración de la percepción de los usuarios. Doctoral Dissertation.
- Shah, J. J., Smith, S. M., Vargas-Hernandez, N., 2003. Metrics for measuring ideation effectiveness. *Des Stud* 24(2):111-134. [https://doi.org/10.1016/S0142-694X\(02\)00034-0](https://doi.org/10.1016/S0142-694X(02)00034-0)
- Sierra-Pérez, J., Aiger Vallés, M., López-Forniés, I., 2021. Conceptualization in the circular economy: Analysing the influence of thinking profiles in creative groups. 316, 128287. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128287>
- Ulrich, K.T., Eppinger, S.D., 2012. *Product Design and Development*. McGraw-Hill Education.
- United Nations, 2015. *Objetivos de desarrollo sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/> (acceso 25/02/2023)
- VanGundy, A. B., 1985. Product improvement check list, *New Product Development Newsletter*. New Jersey

LA JERARQUÍA DE RESIDUOS EN LAS HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN DEL NIVEL DE CIRCULARIDAD DE ORGANIZACIONES

Valls-Val, Karen^{1*}; Ibáñez-Forés, Valeria¹; Bovea, María D¹

¹Ingeniería de Residuos y Sostenibilidad (INGRES), Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I (UJI), España

*kvalls@uji.es

Resumen

La transición hacia la economía circular se ha identificado como uno de los mayores retos de la sociedad actual. Las organizaciones están comenzando a implementar estrategias de economía circular en el diseño de sus productos/servicios, sus entradas y salidas, procesos de fabricación, etc. Por este motivo, en los últimos años se han desarrollado diferentes herramientas capaces de medir el nivel de circularidad actual de las organizaciones y monitorizar sus avances en su transición del modelo lineal al circular. Por otro lado, la jerarquía de residuos se ha establecido como un pilar fundamental de la legislación y las políticas de la Unión Europea en materia de residuos. Dichas políticas establecen como objetivos prioritarios tanto la reducción de la generación y optimización de la gestión de los residuos, como la mejora de la eficiencia en el uso de los recursos. El objetivo de este estudio es analizar la consideración de estrategias relacionadas con la jerarquía de residuos y el marco 9R de la economía circular en las herramientas de EC existentes. Para ello, se identifican, analizan y categorizan las preguntas incluidas en las diferentes herramientas, en función de las categorías de ambos marcos. Los resultados muestran que la mayoría de las herramientas de circularidad existentes consideran la jerarquía de residuos, aunque de manera heterogénea y con diferente nivel de importancia.

Palabras clave: Economía circular; circularidad; jerarquía de residuos; herramienta.

1. Introducción

Actualmente, el desarrollo sostenible y la transición hacia una Economía Circular (EC) se han identificado como uno de los desafíos más importantes de la sociedad, tanto a nivel internacional como a nivel nacional. De hecho, en España se han aprobado recientemente la Estrategia Española de Economía Circular (EEEC, 2020) y el I Plan de Acción de Economía Circular 2021-2023 (PAEC, 2021). Estas normativas se enmarcan en los objetivos del Pacto Verde Europeo (COM 640, 2019), el Nuevo Plan de Acción de la Economía Circular (COM 098, 2020) – construido sobre el anterior Plan de Acción de la EC (COM 614, 2015) - y la Agenda 2030 (United Nations, 2015) para el desarrollo sostenible a nivel internacional. Este marco normativo refleja el compromiso con la transición hacia un modelo económico más sostenible y respetuoso con el medio ambiente.

La transición de un enfoque lineal de la economía a uno circular implica abordar los tres niveles fundamentales de la economía circular: micro (organizacional), meso (parques industriales) y macro (territorial) (Geng and Doberstein, 2008). A nivel micro, las organizaciones están adoptando estrategias de economía circular en la creación de sus productos y servicios, sus entradas y salidas, y sus procesos de producción. Por ello, necesitan métodos que permitan cuantificar tanto el estado actual como su progreso en términos de circularidad. En consecuencia, en los últimos años se han desarrollado diferentes estudios

cuyo objetivo es la definición de indicadores de economía circular dirigidos a las organizaciones (de Oliveira et al., 2021; De Pascale et al., 2021; Kristensen and Mosgaard, 2020), así como herramientas de diagnóstico que permiten evaluar automáticamente el nivel de implementación de economía circular en las mismas (Valls-Val et al., 2022).

La economía circular es un modelo de producción y consumo que garantiza un crecimiento sostenible en el tiempo, implicando la optimización de recursos, la reducción del consumo de materias primas y el aprovechamiento de los residuos. Por tanto, es un paradigma que está claramente relacionado con la gestión de residuos. De hecho, la nueva Ley española de residuos y suelos contaminados para una economía circular (Ley 7/2022, 2022) considera la gestión de los residuos desde las perspectiva de la economía circular y establece la jerarquía de residuos como un pilar fundamental de la legislación, principio que se estableció a nivel europeo ya en el año 2008 (Directiva 2008/98/CE, 2008). La jerarquía de residuos es un instrumento clave para disociar la relación existente entre el crecimiento económico y la producción de residuos. Para ello, se explicita el orden de prioridad en las actuaciones en materia de residuos, estableciendo como niveles prioritarios la prevención, seguida de la preparación para la reutilización, el reciclado, la valorización y, en último lugar, la eliminación sin valorización.

El objetivo de este estudio es identificar las estrategias incluidas en las herramientas de medición del nivel de circularidad de las organizaciones relacionadas con la gestión de residuos y vincularlas con la jerarquía de residuos y las estrategias de circularidad definidas en el marco 9R (Ang et al., 2021; Nowicki et al., 2023; Potting et al., 2017).

2. Metodología

Con el fin de identificar y analizar las preguntas relacionadas con la gestión de residuos que incorporan las herramientas capaces de medir el nivel de circularidad de las organizaciones, se propuso la metodología basada en tres etapas que se muestra en la Figura 1.

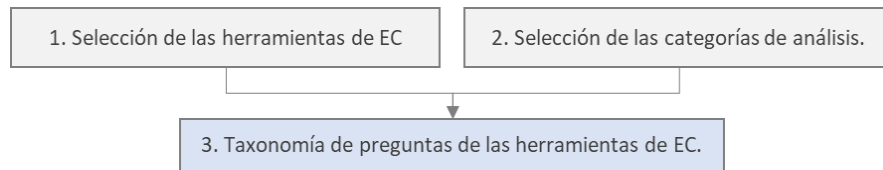








Figura 1. Metodología

2.1 Selección de las herramientas de economía circular

Inicialmente, se llevó a cabo una revisión de la literatura en las bases de datos Scopus y Google Scholar y en motores de búsqueda en línea para identificar y seleccionar las herramientas existentes capaces de medir el nivel de circularidad de las organizaciones utilizando datos cualitativos. Para ello, se realizó una búsqueda combinando las palabras clave "economía circular" o "circularidad" con "herramienta", "calculadora", "diagnóstico" o "evaluación". A continuación, se analizaron los resultados y se seleccionaron únicamente las herramientas de EC que tenían disponible de forma pública la información necesaria para el cálculo del nivel de circularidad, de forma que se seleccionaron las seis herramientas de EC que se describen en la Tabla 1. Como se observa, las herramientas de EC son muy recientes (mayoritariamente desarrolladas a partir de 2020), y todas ellas están disponibles en línea y son gratuitas, lo que promueve su uso.

Tabla 1. Herramientas de Economía Circular seleccionadas

HERRAMIENTA	AÑO	FORMATO	REFERENCIA
CAS2.0 ⁽²⁾	 2021	Webpage	(CAS2.0, 2021)
CE-Diagnosis	 2017	Google forms	(CE-Diagnosis, 2017)
CircularTRANS	 2020	Webpage	(CircularTRANS, 2020)
CM-FLAT ⁽³⁾	 2021	Computer-supported ⁽⁴⁾	(Sacco et al., 2021)
INEDIT	 2020	Webpage	(Inedit, 2020)
MATChE	 2021	Webpage	(MATChE, 2021)

2.2 Selección de las categorías de análisis.

Con el objetivo de analizar las preguntas relacionadas con la gestión de residuos incluidas en las herramientas de EC bajo estudio, se realizó como paso previo a la clasificación de dichas preguntas, el establecimiento de los criterios de clasificación:

- Según la jerarquía de residuos (Ley 7/2022, 2022) se establecen 5 categorías, que por orden de prioridad son: “Prevención”, “Preparación para la reutilización”, “Reciclado”, “Otras formas de valorización” (incluyendo la energética) y “Eliminación”.
- Según el marco de las 9R de la economía circular (Ang et al., 2021; Nowicki et al., 2023; Potting et al., 2017) se establecen 9 categorías: “Repensar”, “Reducir”, “Reutilizar”, “Reparar”, “Reacondicionar”, “Remanufacturar”, “Rediseñar”, “Reciclar” y “Recuperar”.

La Tabla 2 muestra la definición de las categorías para cada uno de estos marcos, y su interrelación.

Tabla 2. Categorías de análisis según la Jerarquía de residuos y el Marco 9R

JERARQUÍA DE RESIDUOS	MARCO 9R
Prevención	R1. Repensar Acciones cuyo objetivo es intensificar el uso de los productos.
	R2. Reducir Acciones para aumentar la eficiencia en la fabricación o uso consumiendo menos recursos y materiales.
	R3. Reutilizar Utilizar productos o materiales existentes en lugar de desecharlos.
Preparación para la reutilización	R4. Reparar Reparar y mantener un producto defectuoso, extendiendo su vida útil.
	R5. Reacondicionar Restaurar, actualizar y modernizar productos existentes para ponerlos al día.
	R6. Remanufacturar Transformar productos al final de su vida útil en nuevos productos.
	R7. Redefinir Utilizar partes del producto desechado en un nuevo producto.
Reciclado	R8. Reciclar Procesar materiales para obtener materia prima secundaria de la misma calidad a la virgen o inferior.
Otro tipo de valorización	R9. Recuperar Recuperar y utilizar los subproductos y residuos de la producción para crear nuevos productos o para obtener energía.
Eliminación	- Cualquier operación que no sea la valorización, es la disposición final de los residuos en vertedero, incineración, etc.

2.3 Taxonomía de preguntas de las herramientas de Economía Circular

Finalmente, se analizó el contenido temático de las preguntas de las herramientas de EC vinculadas con la gestión de residuos, con el fin de facilitar su posterior clasificación en alguna de las categorías detalladas en la Tabla 2 para cada criterio (jerarquía de residuos y Marco 9R). Como ejemplo, la Tabla 3 muestra las preguntas de cada herramienta de EC clasificadas en la categoría “Reciclar” del marco 9R y “Reciclado” de la jerarquía de residuos.

Tabla 3. Ejemplo de preguntas clasificadas en las categorías “Reciclar” y “Reciclado”

Marco 9R: Reciclar / Jerarquía residuos: Reciclado	
CAS2.0	-
CE-Diagnosis	¿Cuánto considera que los materiales NO biodegradables que se utilizan en la producción son diseñados para su reciclaje? ¿Es económica y técnicamente viable reciclar los materiales de sus productos después de usados?
CircularTRANS	¿Hay criterios para el empleo de material reciclable? ¿Hay criterios para el empleo de material reciclado? ¿Hay criterios de reciclabilidad para los embalajes? ¿Se emplea un packaging reciclable para los envíos? ¿La separabilidad de los materiales empleados es total? ¿Se emplean materiales reciclables y se facilita su reciclado? ¿Se emplean embalajes reciclables?
CM-FLAT	¿En qué medida su empresa se dedica a la recuperación de residuos sólidos industriales para su tratamiento?
INEDIT	¿Existen productos reciclables?
MATChE	¿Se recupera el valor de los productos al final de su vida útil?

3. Resultados

3.1 Análisis por herramienta

Tras analizar las preguntas de cada herramienta de EC, se seleccionaron aquellas con relación con la gestión de residuos. La Figura 2 muestra, para cada herramienta de EC, la relación entre las preguntas vinculadas con la gestión de residuos y el total de preguntas, en término absoluto y en porcentaje (gráfico circular). Además, se analiza la relación de estas preguntas con las diferentes categorías mostradas en la Tabla 2, según las categorías de la jerarquía de residuos (gráfico triangular) y según las categorías del Marco 9R (gráfico de barras). Finalmente, dado que no todas las preguntas suponen el mismo peso para la puntuación de circularidad, se indica el peso que tienen las preguntas relacionadas con la gestión de residuos en la puntuación final obtenida en cada herramienta de EC.

Tal y como muestra la Figura 2, existen grandes diferencias entre las herramientas de EC en cuanto a la vinculación de sus preguntas con la gestión de residuos. A nivel global, las herramientas de EC que tienen un mayor porcentaje de preguntas relacionadas con la gestión de residuos son Inedit y CE-Diagnosis (más del 50% de sus preguntas están relacionadas directa o indirectamente con la gestión de residuos), seguidas de MATChE y CircularTRANS (incorporan entre un 50% y un 40% de las preguntas relacionadas con residuos) y en último lugar CM-FLAT y CAS2.0 (incluyen aproximadamente un 25% de preguntas relacionadas con los residuos).

En cuanto a la vinculación de las preguntas de las herramientas de EC con la jerarquía de residuos, se observa que Inedit es la única que incluye preguntas relacionadas con las 5 categorías de la jerarquía, observándose un número mayor de preguntas vinculado con las categorías más prioritarias. Por el contrario, CAS2.0 únicamente incluye preguntas vinculadas con las categorías “Prevención” y “Preparación para la reutilización”, que son las categorías prioritarias de la jerarquía. Finalmente, CE-Diagnosis, CircularTRANS, CM-FLAT y MATChE incluyen preguntas para todas las categorías excepto para “Eliminación”.

Respecto a la relación de las preguntas con las categorías del marco 9R, CircularTRANS incorpora preguntas relacionadas con todas las R propuestas. MATChE, CM-FLAT y CE-Diagnosis incluyen preguntas para un

amplio abanico de categorías, aunque se centran de manera especial en las categorías de “Repensar y Reparar”, “Repensar, Redefinir y Recuperar”, “Reparar y Recuperar”, respectivamente. Por otro lado, Inedit y CM-FLAT presentan preguntas relacionadas con menos categorías del marco 9R.

Finalmente, se puede observar que el peso que tienen las preguntas relacionadas con la gestión de residuos en la puntuación final es igual o superior al porcentaje de preguntas vinculadas a la gestión de residuos. Por ejemplo, en Inedit el 62% de las preguntas representa el 77% de la puntuación total y en CM-FLAT el 27% de las preguntas suponen el 40% de la puntuación. No obstante, existe una excepción en CE-Diagnosis dónde el peso es menor que el porcentaje de preguntas, aunque la diferencia es de sólo dos puntos.



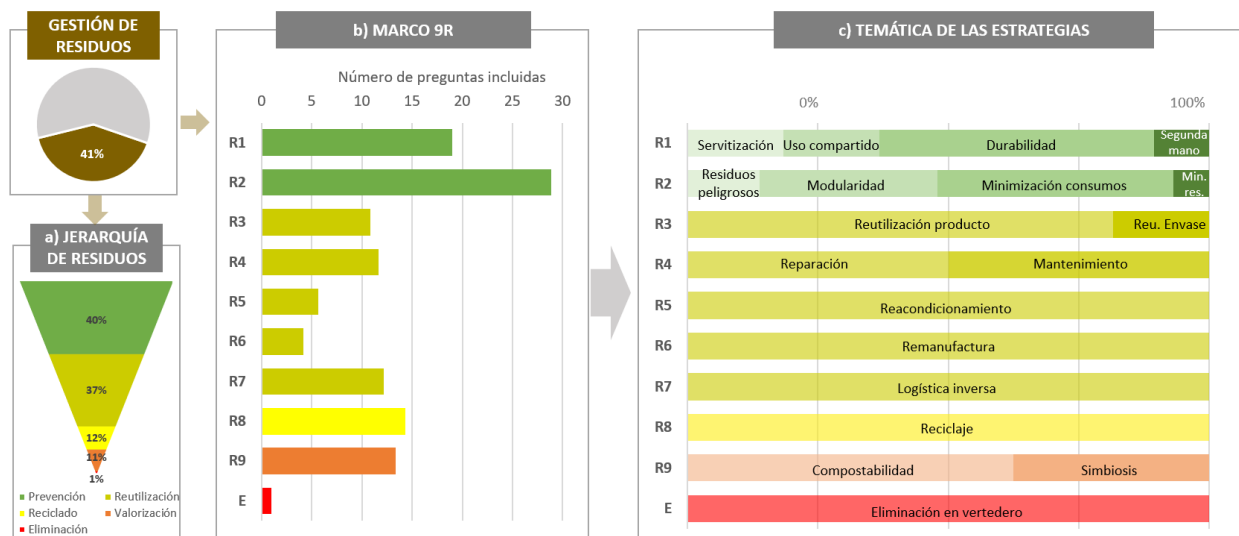
R1 (Repensar), R2 (Reducir), R3 (Reutilizar), R4 (Reparar), R5 (Reacondicionar), R6 (Remanufacturar), R7 (Redefinir), R8 (Reciclar), R9 (Recuperar), E (Eliminación sin valorización)

Figura 2. Clasificación de las preguntas de las herramientas de EC

3.2 Análisis por categoría.

La Figura 3 muestra el porcentaje de preguntas vinculadas con la gestión de residuos incluidas en las herramientas de EC bajo estudio y lo desglosa según las categorías de la jerarquía de residuos (a) y el marco 9R (b). Además, analiza la temática de las preguntas incorporadas en cada categoría del marco 9R (c).

Tal y como muestra la Figura 3, el 41% del total de preguntas consideradas en las diferentes herramientas de EC están relacionadas con la gestión de residuos. Además, respecto a la relación de las preguntas con la jerarquía de residuos (Figura 3a), existe correspondencia entre la cantidad de preguntas de cada categoría y el orden de prioridad que establece la jerarquía. Las categorías prioritarias en la jerarquía de residuos (“Prevención” y “Preparación para la Reutilización”) son las que incluyen un mayor número de preguntas en las herramientas de EC; seguidas del “Reciclado” y “Valorización”. Finalmente, la categoría “Eliminación” prácticamente no está considerada en las herramientas de EC, ya que la eliminación sin ningún tipo de valorización es el último tratamiento aconsejable debido a sus impactos negativos sobre el medio ambiente y la salud.



R1 (Repensar), R2 (Reducir), R3 (Reutilizar), R4 (Reparar), R5 (Reacondicionar), R6 (Remanufacturar), R7 (Redefinir), R8 (Reciclar), R9 (Recuperar), E (Eliminación sin valorización)

Figura 3. Análisis de las categorías

Por otro lado, respecto a la relación de las preguntas con las categorías del marco 9R (Figura 3b), las categorías que incluyen un mayor número de preguntas son “Reducir” (R2) y “Repensar” (R1), seguidas de las categorías “Reciclaje” (R8) y “Recuperación” (R9). A continuación, encontramos las categorías “Redefinir” (R7), “Reparar” (R4), “Reutilizar” (R3), “Reacondicionar” (R5) y “Remanufacturar” (R6). Probablemente, estas categorías incluyen menos preguntas que “Reciclaje” (R8) y “Recuperación” (R9) porque las preguntas están desagregadas en mayor medida (hay 5 categorías muy similares, que están relacionadas con la reutilización a diferentes niveles). Por todo ello, puede observarse que no existe una correlación entre el número de preguntas y la prioridad de las categorías del marco 9R.

Finalmente, se analiza la temática de las preguntas incluidas en cada una de las categorías del marco 9R (Figura 3c). Como se puede observar, algunas categorías están compuestas por una única temática, ya que son muy específicas y se centran en una única acción (“Reacondicionamiento” (R5), “Remanufactura” (R6), “Redefinir” (R7), “Reciclaje” (R8) y “Eliminación” (E)). Cabe destacar que “Redefinir” (R7) incluye preguntas relacionadas con el servicio de logística inversa, entendiendo que los productos son recogidos por la organización al final de su vida útil con el objetivo de reutilizar partes de ellos; y “Eliminación” (E) incluye preguntas relacionadas con la eliminación en vertedero de los residuos, es decir, aquellos residuos que no reciben ningún tipo de tratamiento de valorización. Por el contrario, las categorías interrelacionadas con la

“Prevención” de la jerarquía de residuos, están compuestas por el mayor abanico de acciones: “Repensar” (R1) engloba las acciones relacionadas con la intensificación del uso del producto, por lo que incluye preguntas relacionadas con la servitización, el uso compartido, el incremento de la durabilidad y la venta de productos de segunda mano, mientras que “Reducir” (R2) abarca las acciones relacionadas con la reducción de residuos, por tanto incluye preguntas relacionadas con la disminución de la generación de residuos peligrosos, la minimización del consumo de recursos, la reducción de residuos como tal y la modularidad y estandarización del producto. Finalmente, “Reutilizar” (R3) incluye preguntas relacionadas con la reutilización del producto y del envase; “Reparar” (R4) incluye preguntas relacionadas con la reparación y también con el mantenimiento; y “Recuperar” (R9) incluye preguntas relacionadas con la compostabilidad de los productos y la simbiosis.

4. Conclusiones

Tras analizar las preguntas incluidas en las herramientas existentes para evaluar el nivel de circularidad de las organizaciones utilizando datos cualitativos, se puede afirmar que las herramientas de EC consideran la gestión de residuos, aunque de manera heterogénea y con diferente nivel de importancia. No se ha clasificado ninguna herramienta de EC como idónea, aunque sí que se ha observado que si se desea que la herramienta tenga en cuenta la gestión de residuos deberíamos escoger alguna en la que el porcentaje de preguntas relacionado con la gestión de residuos sea representativo y que abarque todas las categorías establecidas en la jerarquía de residuos, otorgando un nivel de importancia acorde con las categorías de la jerarquía. Por tanto, se puede afirmar que las herramientas de EC que consideran en mejor medida la gestión de residuos son INEDIT, MATChE, CE-Diagnosis y CircularTRANS.

Por otro lado, se ha observado que la cantidad de preguntas clasificadas en las categorías de la jerarquía de residuos sigue el orden de prioridad establecido en dicho principio, ya que el número de preguntas de cada categoría se corresponde con la prioridad en el tratamiento que establece dicho principio. Las herramientas se centran en la “Prevención”, seguida de la “Preparación para la reutilización”, el “Reciclaje”, la “Otras formas de valorización”, y, en último lugar, la “Eliminación”. Sin embargo, la cantidad de preguntas clasificadas en las categorías del marco 9R no guarda relación con el orden de prioridad establecido para dichas categorías.

Por todo ello, se puede afirmar que las herramientas de EC existentes consideran la jerarquía de residuos y su gestión, aunque de manera heterogénea y de forma indirecta. Por lo tanto, sería aconsejable incorporar en estas herramientas alguna pregunta directamente relacionada con la gestión de los residuos.

Agradecimientos

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación (FPU18/02816).

Referencias

- Ang, K.L., Saw, E.T., He, W., Dong, X., Ramakrishna, S., 2021. Sustainability framework for pharmaceutical manufacturing (PM): A review of research landscape and implementation barriers for circular economy transition. *J. Clean. Prod.* 280, 124264. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124264>
- CAS2.0, 2021. Circularity Assessment Score 2.0. Circular Business Academy. <https://www.circularbusiness.academy/circularity-assessment-score/>
- CE-Diagnosis, 2017. Circular economy diagnostic questionnaire. TECNUN. Escuela de Ingeniería. Universidad de Navarra. <https://economiecircular.wixsite.com/economiecircular/cuestionario>
- CircularTRANS, 2020. Mondragón University. <https://www.mondragon.edu/circulartrans>
- COM 098, 2020. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe.

Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

COM 614, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

COM 640, 2019. The European Green Deal. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.

de Oliveira, C.T., Dantas, T.E.T., Soares, S.R., 2021. Nano and micro level circular economy indicators: Assisting decision-makers in circularity assessments. *Sustain. Prod. Consum.* 26, 455–468. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.11.024>

De Pascale, A., Arbolino, R., Szopik-Depczyńska, K., Limosani, M., Ioppolo, G., 2021. A systematic review for measuring circular economy: The 61 indicators. *J. Clean. Prod.* 281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124942>

Directiva 2008/98/CE, 2008. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008 , sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. *Diario oficial de la Unión Europea.*

EEEC, 2020. España Circular 2030. Estrategia Española de Economía Circular. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. Spain.

Geng, Y., Doberstein, B., 2008. Developing the circular economy in China: Challenges and opportunities for achieving “leapfrog development.” *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 15, 231–239. <https://doi.org/10.3843/SusDev.15.3:6>

Inedit, 2020. Self-assess. Inedit Innova. <https://circular.ineditinnova.com/index/es>

Kristensen, H.S., Mosgaard, M.A., 2020. A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability? *J. Clean. Prod.* 243, 118531. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118531>

Ley 7/2022, 2022. Ley de residuos y suelos contaminados para una economía circular, de 8 de abril. BOE-A-2022-5809. Jefatura del Estado.

MATChE, 2021. Making the transition to Circular Economy. Technical University of Denmark. <https://www.matche.dk/>

Nowicki, P., Ćwiklicki, M., Kafel, P., Niezgodą, J., Wojnarowska, M., 2023. The circular economy and its benefits for pro-environmental companies. *Bus. Strateg. Environ.* 1–16. <https://doi.org/10.1002/bse.3382>

PAEC, 2021. I Plan de Acción de Economía Circular 2021-2023. Estrategia Española de Economía Circular. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España.

Potting, J., Hekkert, M., Worrell, E., Hanemaaijer, A., 2017. Circular economy: Measuring innovation in the product chain, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.

Sacco, P., Vinante, C., Borgianni, Y., Orzes, G., 2021. Circular economy at the firm level: A new tool for assessing maturity and circularity. *Sustainability* 13, 5288. <https://doi.org/10.3390/su13095288>

United Nations, 2015. Transforming our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development <https://sdgs.un.org/2030agenda>

Valls-Val, K., Ibáñez-Forés, V., Bovea, M.D., 2022. How can organisations measure their level of circularity? A review of available tools. *J. Clean. Prod.* 354, 131679. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131679>

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA PERSPECTIVA DA ECONOMIA CIRCULAR NO CONTEXTO BRASILEIRO

Starck, Keli^{1*}; Winkler, Silvana Terezinha¹

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó - Unochapecó, Brasil

*Rua Benjamin Borges dos Santos, 1100 - Fraron, Pato Branco - PR, 85503-350, Brasil

Resumo

Mundialmente, o conceito de Economia Circular está ganhando força desde o final dos anos 1970. Já no Brasil, a iniciativa mais robusta a fim de impulsionar o avanço em direção à Economia Circular é a Lei Federal nº 12.305/2010, também conhecida como Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), apesar de não fazer nenhuma menção ao termo Economia Circular, de tratá-lo implicitamente em diversos momentos e, também, de não contemplar todos os princípios. A metodologia deste trabalho envolve o procedimento de uma pesquisa documental e exploratória. Documental, pois exigiu o levantamento dos aspectos legais relacionados à gestão dos resíduos sólidos urbanos. Logo, por pesquisa exploratória, entende-se o levantamento na base de dados Web of Science, utilizando os critérios de busca: "circular economy" AND "urban solid waste" AND "Brazil" que resultou na análise de 34 documentos, sem especificação de período que, posteriormente, foram inseridos na solução Bibliometrix. A nuvem de palavras adotando bigramas gerados a partir dos resumos evidenciou os termos "waste management", "solid waste", "circular economy", "municipal solid" e "msw (municipal solid waste) management". Infere-se que a gestão dos resíduos sólidos urbanos envolve uma série de iniciativas voltadas à busca de soluções para os resíduos sólidos, contemplando a elaboração e, posteriormente, a execução dos planos de gerenciamento de resíduos. Os achados da pesquisa também indicam que a Logística Reversa é um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Neste sentido, identificaram-se avanços na gestão dos resíduos sólidos urbanos, embora a questão ainda não esteja equacionada.

Palavras-chave: Economia circular, Resíduos sólidos urbanos; Brasil; Logística reversa.

1. Introdução

Alterar o fluxo logístico do atual modelo linear é uma das propostas da Economia Circular que, ao maximizar o tempo de vida útil dos produtos e reduzir os impactos ambientais da produção, traz diversas oportunidades e estimula novos nichos de mercado.

O conceito de Economia Circular vem ganhando força desde o final dos anos 1970, definindo-se como um "sistema regenerativo no qual a entrada de recursos, resíduos, emissões de energia são minimizados pela desaceleração, fechamento estreitamento de materiais e circuitos de energia (Geissdoerfer et al., 2017, p. 6).

Kirchherr, Reike e Hekkert (2017) ao publicarem o estudo intitulado "Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions" identificaram 114 definições de economia circular, concluindo que, apesar do conceito ter ganhado ênfase nos últimos anos – entre acadêmicos e profissionais –, apresenta uma vasta gama de entendimentos, podendo culminar em impasses conceituais.

Geissdoerfer et al. (2017) apontam para a urgência de uma transição para sistemas sociotécnicos mais sustentáveis. "Problemas ambientais, como perda de biodiversidade, poluição da água, do ar e do solo, esgotamento de recursos e uso excessivo de terra estão colocando cada vez mais em risco o sistema de suporte a vida da terra" (Geissdoerfer et al., 2017, p. 2). Neste sentido, necessita-se de uma economia que não ignore a interdependência e inter-relação de todos os aspectos da vida no planeta.

A Economia Circular foi concebida para manter um ciclo contínuo, reutilizando a matéria-prima e transformando-a infinitamente, seja através da reciclagem ou reaproveitamento, "visando dissociar o desenvolvimento econômico global do consumo de recursos finitos" (Fundação Ellen Macarthur, 2015, p. 5).

A questão do fechamento de ciclos — mantendo produtos, componentes e materiais em seu mais alto nível de utilidade e valor — tem ganhado ênfase nas políticas públicas brasileiras, tais como a Lei Federal nº 12.305/2010 (também conhecida como Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS), que introduziu conceitos como a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e a logística reversa (Fundação Ellen Macarthur, 2015; Brasil, 2010).

A Logística Reversa, um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada, pode ser definida como um "instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento" ou outra destinação final que se proceda de maneira ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

A PNRS é o ponto de partida para a aplicação de alguns princípios da Economia Circular, trazendo diretrizes que se relacionam com a economia circular (Brasil, 2010): (1) incluindo metas de redução, reutilização e reciclagem (Art. 15, inciso III); (2) incluindo conceitos de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida de produtos/processos (Seção II - Arts. 30 a 36); (3) destacando a logística reversa como instrumento de desenvolvimento econômico (Art. 33 e Art. 56); (4) estimulando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em estudos de cenários (Art. 7º, inciso XIII).

O objetivo deste trabalho é identificar os estudos que abordam a gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da economia circular no contexto brasileiro.

O trabalho está organizado em quatro seções. Inicia-se com esta introdução, em que são apresentados o contexto, a justificativa e o objetivo. A segunda seção, "Metodologia", descreve a abordagem metodológica utilizada para alcançar os "Resultados e discussão", descritos na terceira seção. Por fim, a quarta seção apresenta as "Conclusões" e as proposições de pesquisas futuras.

2. Metodologia

A metodologia deste trabalho envolve o procedimento de uma pesquisa documental e exploratória. Documental, pois exigiu o levantamento dos aspectos legais relacionados à gestão dos resíduos sólidos urbanos. Logo, por pesquisa exploratória, entende-se o levantamento na base de dados Web of Science, seguida de análise utilizando-se do *software* Bibliometrix.

Foram estabelecidos os seguintes passos para condução do estudo (Aria e Cuccurullo, 2017): (1) delineamento do estudo; (2) coleta de dados; (3) análise de dados; (4) visualização dos dados, e; (5) interpretação.

O Quadro 1 apresenta os critérios de pesquisa na base de dados.

Quadro 1. Critérios de pesquisa

Fonte	Critério de busca	Documentos
Web of Science	"circular economy" AND "urban solid waste" AND "brazil"	34

Utilizando os critérios de busca: "circular economy" AND "urban solid waste" AND "Brazil" foram identificados 34 documentos, que se encontram listados no Quadro 2, considerando a ordem cronológica. Na sequência procedeu-se com a leitura dos documentos a fim de identificar os estudos que abordam a gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da economia circular no contexto brasileiro.

Quadro 2. Gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da Economia Circular no Brasil

(continua)

Ano	Autores	Títulos	Fontes
2017	De Andrade Junior., M. A. U.; Zanghelini, G. M.; Soares, S. R.	Using life cycle assessment to address stakeholders' potential for improving municipal solid waste management	Waste Management & Research
2017	Rutkowski, J. E.; Rutkowski, E. W.	Recycling in Brasil: paper and plastic supply chain	Resources-Basel
2017	Pietzsch, N.; Ribeiro, J. L. D.; De Medeiros, J. F.	Benefits, challenges and critical factors of success for zero waste: a systematic literature review	Waste Management
2018	Abdalla, F. A.; Sampaio, A. C. F.	New innovative principles and concepts of the circular economy	Entorno Geográfico
2018	Casarejos, F.; Bastos C. R.; Rufin, C.; Frota, M. N.	Rethinking packaging production and consumption vis-a-vis circular economy: a case study of compostable cassava starch-based material	Journal Of Cleaner Production
2018	Esmaelian, B.; Wang, B.; Lewis, K.; Duarte F.; Ratti, C.; Behdad, S.	The future of waste management in smart and sustainable cities: a review and concept paper	Waste Management
2019	Paes, L. A. B.; Bezerra, B. S.; Deus, R. M.; Jugend, D.; Battistelle, R. A. G.	Organic solid waste management in a circular economy perspective - a systematic review and swot analysis	Journal Of Cleaner Production
2019	Chelinho, S.; Pereira, C.; Breitenbach, P.; Baretta, D.; Sousa, J. P.	Quality standards for urban waste composts: the need for biological effect data	Science Of The Total Environment
2019	Silva, C. L.; Weins, N.; Potinkara, M.	Formalizing the informal? A perspective on informal waste management in the brics through the lens of institutional economics	Waste Management
2020	Costa, I. M.; Ferreira Dias, M.	Evolution on the solid urban waste management in Brazil: a portrait of the northeast region	Energy Reports
2020	Siman, R. R.; Yamane, L. H.; Baldam, R. L.; Tackla, J. P.; Lessa, S. F. A.; Britto, P. M.	Governance tools: improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations	Waste Management

Quadro 2. Gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da Economia Circular no Brasil

(continuação)

Ano	Autores	Títulos	Fontes
2020	Colvero, D. A.; Ramalho, J.; Gomes, A. P. D.; Matos, M. A. A., Tarelho, L. A. C.	Economic analysis of a shared municipal solid waste management facility in a metropolitan region	Waste Management
2020	Weiler, J.; Firpo, B. A.; Schneider, I. A. H	Technosol as an integrated management tool for turning urban and coal mining waste into a resource	Minerals Engineering
2020	Goes, G.; Bandeira, R.; Gonçalves, D.; D'agosto, M. A.; Oliveira, C.	The effect of eco-driving initiatives toward sustainable urban waste collection	International Journal Of Sustainable Transportation
2021	Paes, M. X.; De Medeiros, G.A.; Mancini, S. D.; Ribeiro, F. M.; Puppim de Oliveira, J.A.	Transition to circular economy in Brazil a look at the municipal solid waste management in the state of São Paulo	Management Decision
2021	Calderón Márquez, A. J.; Cano, N. S. S. L.; Rutkoski, E. W.	Inclusion of waste pickers into municipal waste management systems: a comparison between Colombia and Brazil	Journal Of Environment & Development
2021	Khatiwada, D.; Golzar, F.; Mainali, B.; Devendran, A. A.	Circularity in the management of municipal solid waste - a systematic review	Environmental And Climate Technologies
2021	Nadaleti, W.; Martins, R.; Lourenço, V.; Przybyla, G.; Bariccatti, R.; Souza, S.; Manzano-Agugliaro, F.; Sunny, N.	A pioneering study of biomethane and hydrogen production from the wine industry in Brazil: pollutant emissions, electricity generation and urban bus fleet supply	International Journal Of Hydrogen Energy
2021	Braga, A. F.; Ribeiro, H.	Selective waste collection in capetown: what lessons can we draw?	Revista Tecnologia E Sociedade
2021	Azevedo, B. D; Scavarda, L. F.; Caiado, R. G. G.; Fuss, M.	Improving urban household solid waste management in developing countries based on the german experience	Waste Management
2021	Gonçalves Martins, T. A.; Kohler Caldas, M. P.; De Moraes, V. T.; Soares Tenório, J. A., Espinosa, D. C. R.	Recovering metals from motherboard and memory board waste through sulfuric leaching	Journal Of Environmental Chemical Engineering
2021	Maués. L. M.; Beltrão, N.; Silva, I.	GHG emissions assessment of civil construction waste disposal and transportation process in the Eastern Amazon	Sustainability
2022	Mendoza, R. R.; De Lima, A. M.; Pimentel, M. A. S.; Pontes, A. N.; Rocha, E.	World development and generation of waste	Environmental Science And Pollution Research
2022	Silveira, E. A.; Santanna, M. S.; Souto, N.; Lamas, G.; Galvao, L. G. O.; Luz S. M.; Caldeira-Pires, A.	Urban lignocellulosic waste as biofuel: thermal improvement and torrefaction kinetics	Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry

Quadro 2. Gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da Economia Circular no Brasil

(conclusão)

Ano	Autores	Títulos	Fontes
2022	Contador, L.; Freire L. S.; Xavier, L. H.	Paradoxes of electronic waste reverse logistics and urban mining in Brazil	Revista Tecnologia E Sociedade
2022	Negrete-Cardoso, M.; Rosano-Ortega, G.; Alvarez-Aros, E. L.; Tavera-Cortes, M. E.; Vega-Lebrun, C. A.; Sanchez-Ruiz, F. J.	Circular economy strategy and waste management: a bibliometric analysis in its contribution to sustainable development, toward a post-Covid-19 era	Environmental Science And Pollution Research
2022	Junqueira, H. S.; Medeiros, D. L.; Cohim, E.	Management of solid urban waste in Feira de Santana: energy demand and carbon footprint	Engenharia Sanitária e Ambiental
2022	Lima Pm;Olivo F;Furlan Mb;Justi Junior J;Paulo Pl	Cost analysis of the strategic planning of the integrated urban solid waste system in Campo Grande, Mato Grosso do Sul	Engenharia Sanitária e Ambiental
2022	Machado, R. C.; Cunha, S. K.	From urban waste to urban farmers: can we close the agriculture loop within the city bounds?	Waste Management & Research
2022	Korsunova, A.; Halme, M.; Kourula, A.; Levanen, J.; Lima-Toivanen, M.	Necessity-driven circular economy in low-income contexts: how informal sector practices retain value for circularity	Global Environmental Change-Human And Policy Dimensions
2022	De Souza, L. C. G.; Drumond, M. A.	Decentralized composting as a waste management tool connect with the new global trends: a systematic review	International Journal Of Environmental Science And Technology
2022	Cano, N. S. S. L.; Iacovidou, E.; Rutkowski, E.W.	Typology of municipal solid waste recycling value chains: a global perspective	Journal of Cleaner Production
2022	Terranova, C.; Biazini Filho, F. L.	Planares: analysis and suggestions for improvements	Revista Tecnologia e Sociedade
2023	Sereda, L; Flores-Sahagun, T. H. S.	Panorama of the brazilian plastic packaging sector and global technological trends: the role of developed and developing countries in achieving environmental sustainability and a better quality of life worldwide	Biointerface Research In Applied Chemistry

3. Resultados e Discussões

Observou-se que, o volume mais relevante de fontes dos documentos são "Waste Management" (6 documentos), "Journal of Cleaner Production" (3 documentos), "Revista Tecnologia e Sociedade" (3 documentos), "Engenharia Sanitária e Ambiental" (2 documentos), Environmental Science and Pollution Reserrch (2 documentos) e "Waste Management & Research" (2 documentos). As demais fontes foram mencionadas uma única vez, totalizando 22 fontes distintas dos documentos.

A nuvem de palavras adotando bigramas gerados a partir dos resumos evidenciou os termos "waste management" (39 menções), "solid waste" (35 menções), "circular economy" (34 menções), "municipal solid" (18 menções) e "msw management" (14 menções).

Observou-se que o termo "sólido municipal" (municipal solid) pode ter sido apresentando de forma incompleta, pois a nuvem de palavras adotou bigramas. Neste sentido, acredita-se que o termo mais adequado seria "resíduos sólidos urbanos".

A Figura 1 apresenta a nuvem de palavras gerada no Bibliometrix.



Figura 1. Nuvem de palavras adotando bigramas dos resumos.

No que tange aos resíduos sólidos (solid waste), os autores Pietzsch, Ribeiro e De Medeiros (2017) mencionam que "sempre foram percebidos como inevitáveis e indesejáveis, com altos custos para disposição final".

Baseando-se na Lei nº 12.305/2010, os Resíduos Sólidos Urbanos englobam os resíduos domiciliares (originários de atividades domésticas em residências urbanas) e de limpeza urbana (provenientes da varrição, limpeza de logradouros, vias públicas e outros serviços de limpeza urbana) (Brasil, 2010).

A gestão de resíduos (waste management), por sua vez, engloba o planejamento e a coordenação das etapas inseridas no gerenciamento ("coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos") (Brasil, 2010), além de contemplar as "dimensões política, econômica, ambiental, culturais e sociais envolvidas" (Araújo e Juras, 2011, p. 49).

Com relação à Gestão Municipal de Resíduos Sólidos (msw management), Paes et al. (2019) inferem que "os governos locais geralmente são responsáveis pelo sistema de gerenciamento de resíduos e devem assumir o desafio de fornecer um sistema eficaz e eficiente à população".

A gestão dos resíduos sólidos urbanos envolve uma série de instrumentos – previstos no Art. 8º da Lei nº 12.305/2010 – voltados ao enfrentamento da questão dos resíduos sólidos, tais como os planos de resíduos sólidos, "a coleta seletiva, os sistemas de logística reversa e outras ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos" (Brasil, 2010).

Nas últimas décadas, a economia linear desempenhou papel essencial no desenvolvimento econômico (Paes et al., 2019). De modo que, a gestão de resíduos sólidos foi moldada para servir a este modelo (Pietzsch, Ribeiro e De Medeiros, 2017). Entretanto, gerou uma pressão sem precedentes sobre os recursos

naturais e o descarte inadequado de resíduos (Paes et al., 2019), o que evidenciou a necessidade da transição de processos de produção lineares para processos de produção focados em uma Economia Circular (Pietzsch, Ribeiro e De Medeiros, 2017).

O definição do termo Economia Circular (circular economy) ainda está longe de ser um consenso na literatura, porém, Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2016) discorrem acerca do seu objetivo, que consiste no aumento da eficiência na utilização de recursos naturais, principalmente no que se refere aos resíduos urbanos e industriais. Nesse cenário, a Economia Circular torna-se um modelo viável que tem como objetivo fechar o ciclo de vida dos produtos, à semelhança do que acontece com os ciclos biológicos (Fundação Ellen MacArthur, 2015). Ademais, a Economia Circular não consiste apenas em uma forma de reciclar materiais ou energia, mas uma proposta de um novo modelo de vida e econômico (Ghisellini, Cialani e Ulgiati, 2016).

A economia circular pode ser categorizada para influenciar três escalas: micro (consumidores e empresas individuais), meso (parques eco-industriais) e macro (cidades, regiões e nações). Neste sentido, Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2016), também inferem acerca da importância de avaliar a evolução de projetos, legislações e a conscientização no nível macro (cidades, estados e regiões), devido a possibilidade de fornecer retornos aos formuladores de políticas públicas.

Ao discorrer acerca da Economia Circular, pode-se afirmar que a logística reversa é uma ferramenta/método que pode contribuir no aumento da vida útil dos recursos. Tal como descrito na Lei nº 12.305/2010, a logística reversa consiste em um "instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada" (Brasil, 2010). Neste contexto, compreende-se a logística reversa como um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

4. Conclusões

O artigo teve com objetivo identificar estudos que abordassem a gestão de resíduos sólidos urbanos na perspectiva da economia circular no contexto brasileiro. Para tanto, no decorrer do trabalho evidenciaram-se os resultados de uma pesquisa documental e exploratória.

Os resultados apontaram que a gestão de resíduos sólidos no Brasil se consolidou como um importante campo de estudo e está em consonância com alguns dispositivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, instituída pela Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010). Ademais, tornou-se um dos maiores desafios da sociedade atual, principalmente nos municípios – que são legalmente responsáveis pelos resíduos sólidos urbanos. Portanto, compreender a complexidade da cadeia de resíduos sólidos é essencial para melhor implementar e elencar todos os componentes e fatores do sistema, além de cobrar pela operação, manutenção e melhoria do seu processo de tratamento.

Os achados da pesquisa também indicam que a logística reversa é um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Neste sentido, identificaram-se avanços na gestão dos resíduos sólidos urbanos, embora a questão ainda não esteja equacionada.

Referências

Araújo, S. M. V. G. de; Juras, I. A. G. M., 2011. Comentários à Lei dos Resíduos Sólidos: Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (e seu regulamento). São Paulo, Editora Pillares.

- Aria, M.; Cuccurullo, C., 2017. Bibliometrix: an R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of informetrics*, v. 11, n. 4, p. 959–975. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- Brasil. Decreto-Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União. República Federativa do Brasil, Brasília, DF*. 03 ago. 2010.
- Esmailian, B.; Wang, B.; Lewis, K.; Duarte F.; Ratti, C.; Behdad, S., 2018, The future of waste management in smart and sustainable cities: a review and concept paper. *Waste Management*, v. 81, p. 177-195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.047> [Get rights and content](#)
- Fundação Ellen Macarthur, 2015. Rumo à Economia Circular: o racional de negócio para acelerar a transição. https://archive.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Rumo-%C3%A0-economia-circular_SumarioExecutivo.pdf (acesso 15/01/2023).
- Geissdoerfer, M.; Savaget, P.; Bocken, N. M.P.; Hultink, E. J., 2017. The Circular Economy: A new sustainability paradigm?. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 757-768, 2017.
- Ghisellini, P.; Cialani, C.; Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, p. 11-32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Kirchherr, J.; Reike, D.; Hekkert, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation And Recycling*, [S.L.], v. 127, p. 221-232, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Paes, L. A. B.; Bezerra, B. S.; Deus, R. M.; Jugend, D.; Battistelle, R. A. G., 2019. Organic solid waste management in a circular economy perspective - A systematic review and SWOT analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 239. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118086>
- Pietzsch, N.; Ribeiro, J. L. D.; De Medeiros, J. F. Benefits, challenges and critical factors of success for Zero Waste: A systematic literature review, 2017. *Waste Management*, v. 67, p. 324-353. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.004>

ANALIZANDO LOS PRODUCTOS DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LA CIRCULARIDAD. APLICACIÓN A LOS ENVASES DE JUGUETES

Carlos Alberola, Mar*; Colomer Mendoza, Francisco J.¹, Gallardo Izquierdo, Antonio¹, Panadero Constancio M^a Amparo¹

¹Grupo INGRES, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, España.

[*mcarlos@uji.es](mailto:mcarlos@uji.es)

Resumen

Una de las nueve R de la economía circular está centrada en el rediseño de productos. El repensar la forma de diseñar los productos teniendo en cuenta tanto su fabricación, como su uso y su posterior retirada es fundamental para minimizar el impacto sobre el medio ambiente. Desde la fase de diseño de un producto se deben tener en cuenta aspectos tales como los materiales, el proceso de fabricación o la vida útil del producto.

Mientras que un determinado producto puede tener una vida útil larga, su envase, en muchos casos, es desechado al poco tiempo de haber realizado su función. La Unión Europea, consciente de esta problemática exigirá a los estados miembros que antes de 2025 sean capaces de reciclar el 75% del papel y cartón y el 50% del plástico procedente de envases. Para lograr este objetivo es necesario calcular el peso de los envases generados y analizar su composición.

El objetivo del presente trabajo se enmarca en este reto impulsado por la Unión Europea. El estudio llevado a cabo se ha centrado en los envases de los juguetes. Este envase es especialmente interesante ya que, debido a razones de máquetin, se suelen sobredimensionar. En el trabajo se ha realizado una campaña de recogida de juguetes con sus envases que posteriormente se han caracterizado. Se han analizado los materiales de los que se compone cada envase, el peso y volumen de cada uno de ellos, así como la cantidad de material que se podría haber ahorrado. Toda esta información es necesaria para plantear nuevos rediseños de envases más sostenibles.

Palabras clave: rediseño; envases; juguetes; circularidad

1. Introducción

La Directiva Europea de 30 de mayo de 2018 sobre envases y residuos de envases tiene por objetivo prevenir o reducir el impacto de los envases y residuos de envases sobre el medio ambiente. Esta directiva indica los objetivos mínimos de reciclaje de los materiales incluidos en los residuos de envases marcando a partir del 31 de diciembre de 2025 un mínimo del 65% en peso de todos los residuos de envases deben ser reciclados. Además, especifica que para esta fecha se deberá llegar a valores de reciclaje del 50% en peso de plásticos y del 75% en peso de papel y cartón. Estos valores suben al 55% en peso del plástico y el 85% en peso de papel y cartón a partir del 31 de diciembre de 2030. También se quiere fomentar, cuando sea oportuno, el uso de los materiales obtenidos de residuos de envases reciclados para la fabricación de otros envases. Los estados miembros deben por tanto calcular el peso de los residuos de envase generados y reciclados anualmente. El cálculo del peso del residuo de envase reciclado se debe realizar cuando el residuo entre en la operación de reciclaje, asegurando que se han eliminado previamente otros residuos que no están entre los objetivos para asegurar un reciclado de alta calidad.

La cadena de valor del reciclaje se puede optimizar en cuatro etapas: diseño del envase, recogida, separación y reciclado (Brouwer, 2020). Realmente, aunque la economía circular es una de las prioridades desde el punto de vista político y académico, los casos prácticos relacionados con el diseño necesitan mejorar en este aspecto (Mestre y Cooper, 2017). Algunos ejemplos de trabajos aplicados al diseño de envases son los estudios realizados por Postacchini et al. (2021) quienes propusieron un método de diseño para mejorar las características de ensamblaje de los envases y su sostenibilidad medioambiental. Por su parte, Salmenpera et al. (2022) analizaron los envases de productos farmacéuticos en términos de circularidad. Estos autores encontraron diversas barreras a la hora de realizar nuevos diseños más sostenibles como la legislación, la falta de información o interacción entre los empresarios y también prácticas rígidas que bloquean el cambio del diseño del producto hacia la circularidad. Según Silva (2022) existen muchos trabajos enfocados a reutilizar los envases para incrementar la circularidad pero prácticamente no hay estudios sobre reducción del envase, lo cual se entiende como un campo de investigación futuro para analizar. Por tanto, es necesario que los ingenieros de diseño de productos estén concienciados de la necesidad de incorporar el vector medioambiental cuando diseñan, rediseñan y desarrollan envases y embalajes para que sean más sostenibles y ecoeficientes (Pérez-Ortega et al., 2021).

Actualmente existe una gran cantidad de trabajos enfocados a estudios de envases de plástico de un solo uso o envases de alimentos (Sundqvist y Akerman, 2021 y Williams et al., 2012) ya que son productos ampliamente utilizados en el día a día. En cambio, se descuida el estudio de otros tipos de envases. Este trabajo se centra en los envases de juguetes, en ocasiones de muy corta vida, con el objetivo de analizar los materiales de los que se componen, el peso y volumen de cada uno de ellos, así como la cantidad de material susceptible de ser ahorrado abogando por una mejora de la circularidad. Concretamente se han analizado 102 envases de juguetes. De este modo se ofrece una información objetiva tanto de la cantidad de material existente como de aquella que se podría ahorrar para repensar y rediseñar nuevos envases, dos de la nueve R de la economía circular.

2. Metodología

El estudio se inició realizando una campaña de recogida de juguetes usados con sus correspondientes envases en la cual se obtuvieron 102 productos, una muestra de los cuales aparecen en la Figura 1. En la campaña de recogida se especificó que se necesitaban juguetes con su envase original. Por esta razón, entre los juguetes recogidos no se observaron juguetes como muñecas o camiones ya que en este tipo de juguetes se suele desechar el envase una vez abierto debido a las características del mismo.



Figura 1. Muestra de juguetes con sus envases

Tras la recogida de los juguetes con su envases, se realizó una caracterización física de los mismos en la que se tuvo en cuenta el material del cual está compuesto el envase, el espacio ocupado por el juguete en relación al volumen del envase, el espesor del envase y el número de tintes que aparecen en la caja. Posteriormente, de cada envase se calculó el peso del envase y el del juguete así como las dimensiones y el espesor del envase. Estas variables son importantes a la hora de realizar rediseños más respetuosos con el medio ambiente ya que en caso de poderlas minimizar se podría conseguir un ahorro de material al tiempo que se conseguiría mejorar el transporte y almacenamiento de los productos que contienen.

Otro aspecto que influye en la sostenibilidad del diseño de envases es la cantidad de tinta que contiene el envase. Las tintas están formadas por compuestos químicos y pueden contener metales pesados. Para garantizar que un material sea considerado biodegradable o compostable debe cumplir con lo que establece la norma europea EN 13432: 2001. Esta norma marca los requisitos necesarios para determinar la compostabilidad y tratabilidad anaerobia de envases y embalajes en base a cuatro grandes características, la capacidad de biodegradabilidad, la desintegración durante el tratamiento biológico, el efecto sobre el proceso de tratamiento biológico y el efecto sobre la calidad del compost que se obtiene.

En este sentido, para obtener diseños de envases más sostenibles, esta normativa europea especifica que los componentes no biodegradables (como las tintas) no pueden estar presentes en el envase en más de un 1% de su peso. Dado que medir la cantidad exacta de tinta de un determinado envase es complicado, en este trabajo se ha procedido a contabilizar el número de colores diferentes que aparecen en los envases.

Finalmente, se identificó si el envase aportaba algún tipo de información sobre la disposición final tanto del envase como del juguete. Los datos obtenidos se recopilaron en una hoja de cálculo para posteriormente extraer resultados y conclusiones.

3. Resultados

Durante la campaña de muestreo se recogieron, como se ha comentado anteriormente, 102 juguetes. Entre ellos había juguetes de todo tipo como juegos de mesa, de cartas, de memoria, de construcción, de manualidades, puzzles, etc. La mayor parte de los envases eran de cartón, o bien combinaban cartón y plástico. Únicamente se encontró un envase completamente de plástico, otro de madera y tres envases de aluminio. De hecho, el peso máximo del envase se correspondía con un envase de madera que se muestra en la Figura 2. En los envases que combinaban cartón y plástico, se usaba el plástico bien como bandeja de soporte (en tres casos) o bien para envolver las piezas del juguete o en algún caso se usaba a modo de ventana en la caja para dejar ver el contenido con el envase cerrado.

En el laboratorio se pesó tanto el contenido del conjunto (envase + juguete+instrucciones) como las partes por separado. La tabla 1 muestra los valores máximos y mínimos así como el valor medio y la desviación típica tanto del conjunto como de las partes separadas. El peso máximo medido del conjunto es ligeramente superior a los 3kg, mientras que el valor mínimo apenas alcanza los 94g. Se han encontrado valores máximos de envase de hasta 896,41 g, siendo el valor medio de 197g.



Figura 2. Ejemplo de un envase de aluminio y uno de madera

El peso máximo de envase de cartón de la muestra fue de 440,45g. Se consideró interesante también calcular el peso de las instrucciones de uso impresas en papel pero al ser juguetes usados, solo 43 juguetes aún conservaban las instrucciones, lo cual corresponde al 42,15% de los juguetes. El peso máximo de las instrucciones se encontró en un juguete de Lego Minecraft (Figura 3) y tenía un valor de 468,96g. Este juguete por la gran cantidad de piezas y complejidad de montaje que posee necesita de unas instrucciones detalladas (Figura 3). Solo en un caso de los 102 las instrucciones de uso aparecían en la propia caja, aprovechando de este modo el cartón y sin hacer un uso extra de papel. Las desviaciones típicas de la tabla 1 tienen unos valores elevados ya que se está teniendo en cuenta una gran variedad de envases de juguetes diferentes, algunos de ellos de gran tamaño y otros de tamaño muy reducido como son los juegos de cartas como se puede apreciar en la figura 1.

Tabla 1. Pesos del envase, juguete, las instrucciones y el conjunto

	Peso del conjunto (g)	Peso del contenido (g)	Peso del envase (g)	Peso de las instrucciones (g)
Máximo	3322,00	2780,00	896,41	468,96
Mínimo	94,24	43,62	4,00	2,32
Media	619,62	381,21	197,07	37,65
Desviación típica	438,22	351,67	129,01	75,70

El juguete de mayor peso tanto del contenido como del conjunto fue el Tactile Disc por sus características de diseño de piezas de gran tamaño y volumen. Cabe decir que en este caso, el espacio ocupado por el juguete en el interior del envase era del 100% (Figura 3).



Figura 3. Juguetes con peso máximo del conjunto (izquierda) y peso máximo de instrucciones

Con los datos de peso obtenidos, se procedió a calcular el porcentaje de peso del envase y de las instrucciones respecto al conjunto, datos que se muestran en la tabla 2. El máximo valor del porcentaje en peso del envase calculado ha sido de 81,30% mientras que hay algunas instrucciones que representan el 32,71% en peso del global, lo cual es casi una tercera parte del peso del conjunto. En cuanto a los valores medios, el porcentaje en peso del envase se sitúa en casi un 34% y el de las instrucciones en un 5%. El valor mínimo de porcentaje en peso de envase y de instrucciones corresponden al mismo juguete, un TANGRAM de pequeñas dimensiones. Las desviaciones típicas de la tabla 2 son menores, sobre todo en el caso del porcentaje en peso de las instrucciones de uso.

Tabla 2. Valores del porcentaje en peso del envase y de las instrucciones respecto al conjunto

	% Peso envase	% Peso instrucciones
Máximo	81,30	32,71
Mínimo	7,66	0,50
Media	34,53	4,96
Desviación típica	15,60	6,37

Además del peso de cada componente, también se determinaron las dimensiones de los envases y el espesor del mismo. El espesor de las diferentes partes del juguete se midió con la ayuda de un pie de rey. Como se aprecia en la tabla 3, los espesores de los envases oscilan entre 0,5mm y 3,2mm. Se ha calculado que un 40,21% de los envases analizados tenían espesores superiores a la media de la muestra, 1,62mm. La desviación típica del espesor del envase es baja, lo cual indica que no hay una gran dispersión de datos en la medición del espesor del envase.

Tabla 3. Espesor del envase

	Espesor del envase (mm)
Máximo	3,2
Mínimo	0,5
Media	1,62
Desviación típica	0,62

Con las dimensiones de los envases (ancho, largo, alto), se calculó el volumen del mismo. También se calculó el volumen ocupado por el juguete en el interior del envase. Con estos dos datos, se determinó el volumen que queda vacío y por tanto desaprovechado. Únicamente en 5 de los 102 juguetes estudiados el juguete ocupaba completamente el envase. La figura 4 muestra el porcentaje de volumen ocupado por el juguete en el envase. Como se puede apreciar en únicamente un 11% de los casos (rangos 80-99% y 100%, se puede considerar que el envase se ajusta bastante al volumen del juguete, es decir ocupa más del 80% del envase. En el 89% de los casos existe una gran cantidad de envase que queda desaprovechado (se ocupa menos del 80% del mismo). En el 25% de los casos analizados los juguetes ocupaban únicamente entre el 20% y el 40% del envase. Con estos datos, se puede concluir que desde el punto de vista de aprovechamiento del material es necesario un rediseño de la mayoría de los envases estudiados. De este modo se conseguiría disminuir su volumen y aprovechar al máximo los materiales utilizados en su fabricación.

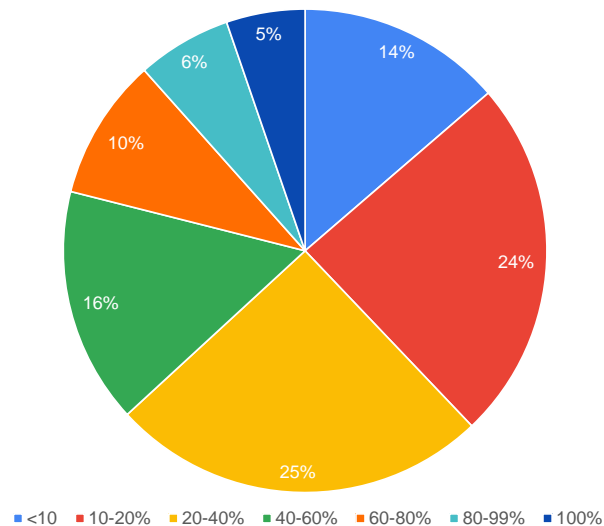


Figura 4. Volumen del envase ocupado por el juguete

Otro de los puntos que se tuvo en cuenta fue la información que aparece en la caja relacionada con el tipo de material del que está compuesto el juguete y el envase, así como la existencia de información relacionada con la disposición final de ambos. En la muestra analizada, el 49% de los envases no contenía ningún tipo de información al respecto, mientras que un 51% sí que presentaba algún tipo de información.

La información presente en la mayoría de los envases analizados es el logo del punto verde aunque en algunos casos también se ha encontrado información sobre el tipo de plástico del que se compone el envase y el juguete o el certificado del Forest Stewardship Council (FSC) el cual asegura unas buenas prácticas a la hora de aprovechar los bosques según los niveles mínimos de buena gestión.

En España el punto verde se utiliza desde 1997. Los envases que se ponen en el mercado con punto verde entran dentro del proceso de recogida de residuos con el fin de ser reciclados. El envase que lleva este punto verde tendrá un ciclo de recuperación y reciclaje, es decir, se aprovecharán los materiales que se usaron para hacerlo, y se les dará una segunda vida. La empresa envasadora o distribuidora del envase hace un pago al Sistema de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP) para asegurar que ese envase se recicle al finalizar su vida útil. Otro logo que aparece en algunos envases es el “Tidyman” u “hombre limpio” el cual representa a una figura humana depositando basura en una papelera. Es una manera de simbolizar la responsabilidad que tienen los consumidores de depositar los residuos que producen en el lugar adecuado.

Una muestra de toda la información aportada en el envase puede verse en la figura 5. Generalmente es información relacionada con el tipo de plástico utilizado en la fabricación del juguete o la etiqueta FSC que indica que el envase ha sido elaborado con un cartón proveniente de bosques gestionados de forma sostenible. Únicamente se advirtió presencia de punto verde en 42 de los envases recogidos, lo cual supone un 41,17%.



Figura 5. Ejemplos de información en la caja

Otro aspecto que influye en la sostenibilidad del diseño de envases es la cantidad de tinta que contiene el envase. Las tintas están formadas por compuestos químicos que pueden contener metales pesados que como se ha comentado anteriormente pueden suponer un peligro a la hora de compostar o biodegradar el envase. Dado que medir la cantidad exacta de tinta de un determinado envase es complicado en un producto ya fabricado y puesto en el mercado como es el caso, en este trabajo se ha procedido a contabilizar el número de colores diferentes que aparecen en los envases. En la figura 6 se puede observar que hay una gran cantidad de envases (20) que contienen tres tintas, 27 envases contienen 4 tintas y 34 envases contienen 5 tintas. Se han contabilizado hasta un total de 10 colores diferentes. Al tratarse de un producto orientado al público infantil, es evidente que el diseño gráfico del envase juega un papel importante en cuanto a colores se refiere. En cualquier caso, hay que decir que también en este caso hace falta repensar el diseño gráfico del envase para minimizar tanto el número de tintas como la cantidad y composición usada siguiendo lo que marca la norma EN 13432: 2001.

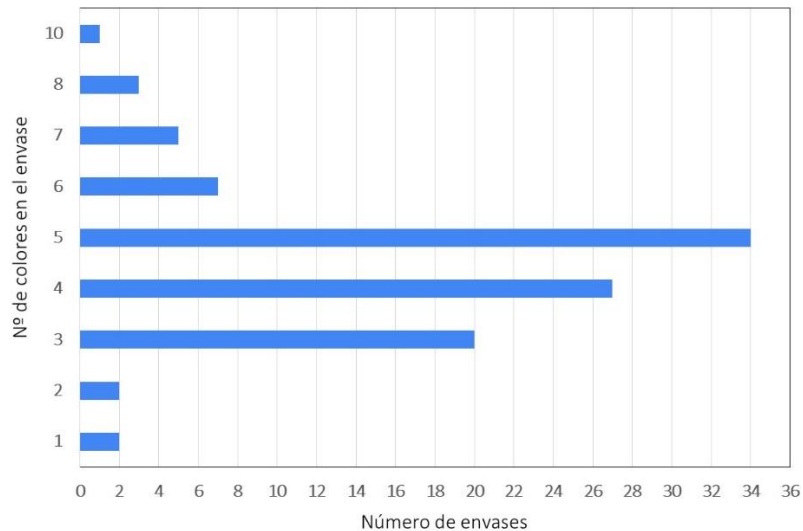


Figura 6. Número de tintas presentes en los envases de juguetes recogidos

4. Conclusiones

Tras realizar la campaña de recogida de juguetes con su envase y caracterizarlos en el laboratorio se han podido extraer las siguientes conclusiones:

- En la muestra recogida no se encontraron juguetes como muñecas, marionetas, camiones, etc. ya que son un tipo de juguete del que no se suele guardar el envase, sino que se desecha inmediatamente al abrir el juguete.
- El material más usado en los envases de los juguetes analizados es el cartón o una combinación de cartón y plástico. Prácticamente todos los envases eran de cartón, excepto dos de aluminio, uno de madera y uno completamente de plástico. Muchos de los envases combinaban el uso de plástico con el cartón, material este último que era siempre mayoritario. En la muestra recogida, 23 envases combinaban ambos materiales.
- En el 89% de los casos analizados, el producto ocupa menos del 80% del volumen del envase, por lo que en la mayor parte de los casos se desaprovecha espacio y se sobredimensiona el envase. El rediseño de los envases en cuanto al aprovechamiento del espacio es fundamental para tener envases más sostenibles en los que se use menos cantidad de material. Además, este cambio en el diseño favorecería su transporte y almacenamiento haciéndolo más sencillo y económico.
- En cuanto a la información aportada en el envase, en casi la mitad de los envases no se aprecia información relevante asociada al producto que contiene o a la disposición final del producto y del envase. Por otro lado, sólo el 41% de los juguetes cuenta con la etiqueta FSC y un 41,17% con el logo del punto verde.
- Más del 60% de los envases analizados contienen 4 o 5 tintas por motivos de máquetin. En algún caso se han llegado a contabilizar hasta 10 colores diferentes. Para poner el mercado envases que sigan los principios de la economía circular, se debería también repensar el diseño gráfico de los mismos.

Se puede concluir que tras el análisis de los 102 envases se ha detectado que la mayor parte de los envases necesitan ser repensados y rediseñados de forma más acorde a lo que marca una economía circular, al tiempo que deberían aportar más información al consumidor sobre el producto que contienen, la forma de desechar tanto producto como envase y se debería extender la presencia del logo del punto verde y de la etiqueta FSC en la caja del juguete, lo cual implicaría por un lado que el fabricante del envase contribuye a

que el envase se recicle al finalizar su vida útil y por otro lado que se hace uso de cartón proveniente de fuentes sostenibles.

Referencias

Brouwer, M.T., van Velzen, E.U.T., Ragaert, K., ten Klooster R., 2020. Technical Limits in Circularity for Plastic Packages. Sustainability. Vol. 12, Issue 23, Number 10021.

Directiva (UE) 2018/85 del parlamento europeo y del consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases.

Mestre, A., Cooper, T. 2017. Circular Product Design. A Multiple Loops Life Cycle Design Approach for the Circular Economy. The Design Journal, Volume 20, 2017 - Issue sup1

Perez-Ortega, S., Gonzalez-Yebra, O., Oliva, R.M., Alvarez, A.J., 2021. Theoretical study for redesign of an agricultural package applying ecodesign strategies and CAD/CAE tools. Dyna. Vol. 96, Issue 4, pp 435-440.

Postacchini, L., Cicconi, P., Ciarapica, F.E., Germani, M., Bevilacqua M. A., 2021. design method for improving assembly and environmental sustainability in packaging solutions: a case study in household appliances. International Journal of Sustainable Engineering, Volume 14, Issue 4.

Salmenpera H., Kauppi S.; Dahlbo, H., Fjader P.,2022. Increasing the Circularity of Packaging along Pharmaceuticals Value Chain. Sustainability. Vol 14, Issue 8, Number 4715

Silva N., Palsson H., 2022. Industrial packaging and its impact on sustainability and circular economy: A systematic literature review. Journal of Cleaner Production. Vol. 333 Article Number 130165

Sundqvist-Andberg, H., Akerman M., 2021. Sustainability governance and contested plastic food packaging. An integrative review. Journal of Cleaner Production. Vol. 306. Article Number 127111

UNE-EN 13432:2001. Envases y Embalajes.

Williams, H., Wikstrom, F., Otterbring, T., Lofgren, M., Gustafsson, A., 2012. Reasons for household food waste with special attention to packaging. 2012. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION. Vol. 24, pp141-148.

ANÁLISIS DE APROVECHAMIENTO DE RECURSOS CON ENFOQUE EN ECONOMÍA CIRCULAR PARA EL SECTOR PRIVADO EN EL MUNICIPIO DE LEÓN, GUANAJUATO, MÉXICO.

Almaguer Carpio, José Armando¹; Aviña de la Rosa, Xochitl Jacquelin²; Marín Rodríguez, Miguel Ángel³; Paramo Pacheco, Susana^{4*}; Sánchez Muños, Carlos Alejandro⁵; Lomeli García, Adolfo Israel⁶.

¹Sustentabilidad para el Desarrollo, Ingeniería en Tecnología Ambiental, Universidad Tecnológica de León, México

*susanaparamo3@gmail.com

Resumen

Se impulsaron a 5 empresas pertenecientes a diferentes ramas; automotriz, curtidurías, empresas impresoras sobre fibra corrugada y lisa, además tiendas de abarrotes y empresas creadoras de artículos artesanales a ser parte de una colaboración con el objetivo de diseñar una simbiosis industrial viable a largo y mediano plazo. Para esto se realizó un diagnóstico de las empresas comprendiendo sus principales procesos y características cualitativas intrínsecas de sus materiales, posteriormente se realizaron esquemas de entradas y salidas de materiales, durante la investigación se precisó aunar la aplicación de ecología industrial para conseguir características adecuadas en los residuos, asegurando así la calidad requerida por la empresa receptora en material de entrada. Una vez se aseguró la calidad de los materiales entre las posibles interacciones, se estableció un rango máximo de 10 km para el intercambio de materiales, así como un análisis costo-beneficio respecto a las mismas, dejando 3 sinergias viables entre la curtiduría y la empresa automotriz. Para que sean viables dichas interacciones se establece un envío de por lo menos 150 kg de tarimas mensuales para la empresa de productos artesanales, así como 100 kg mínimos mensuales de pedacera de cuero para la misma empresa, las cuales serán abastecidas por una curtiduría. Con este proyecto, se demostró que una sinergia puede llevarse a cabo entre empresas de diferentes rubros, procesos y tamaños, siempre y cuando satisfaga la necesidad de entrada de recursos con un costo inferior o igual a los establecidos sin comprometer la calidad de los mismos.

Palabras clave: Circularidad; Ecología; Simbiosis; Sinergia; Viabilidad.

1. Introducción

Los sistemas de producción lineal, que actualmente predominan en la economía global, han demostrado ser limitados en términos de uso de recursos y con consecuencias de alto impacto ambiental y social.

Es por lo que el sistema circular busca mantener los productos y materiales en su mayor utilidad, además de no sólo reducir la cantidad de residuos, sino, utilizar la basura como materia prima para otros procesos o incluso para otras empresas con giros diferentes; basándose entonces en eliminar los desechos y la contaminación desde el principio, mantener los productos y materiales en uso y regenerar los sistemas naturales (National Geographic España, 2023)

Además, el sistema circular se apoya en un principio de la ecología industrial denominado simbiosis industrial, la cual es una estrategia que promueve la conexión entre las empresas a partir del intercambio de materiales entre los sistemas de producción: los residuos de uno son la materia prima de otro y viceversa (Vilet, 2022). Y con base a esto crear una sinergia entre las empresas involucradas generando un beneficio mutuo y un valor adicional.

2. Metodología

La metodología utilizada para la presente investigación está compuesta por 5 etapas (Ver figura 1) las cuales tienen el objetivo de dar cumplimiento a dicha investigación, estas se desarrollaron en un periodo de 16 semanas en el periodo de mayo a agosto del 2022.

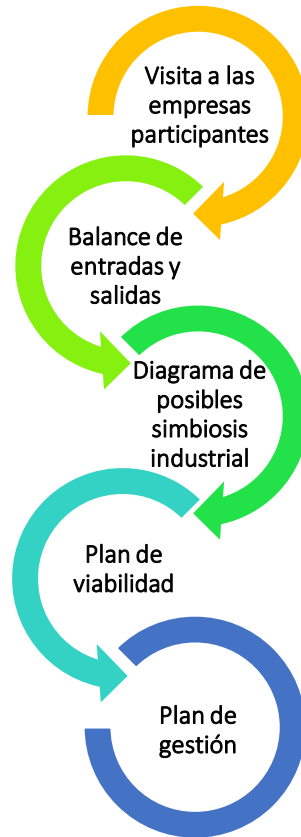


Figura 1. Metodología empleada en el presente trabajo.

2.1 Visita a las empresas participantes.

La primera etapa consistió en visitar a cada una de las empresas para conocer su actividad principal y el funcionamiento del proceso productivo, para así, realizar un análisis de procesos en el que se detectaron todas las actividades que intervienen en cada proceso de las empresas.

2.2 Balance de entradas y salidas.

Posteriormente conociendo los procesos, se realizó un análisis de entradas y salidas de cada proceso de las empresas involucradas, para luego poder establecerlas en un diagrama de flujo, con ayuda del programa STAN. De esta manera identificar posibles materiales con potencial de aprovechamiento.

2.3 Diagrama de posibles simbiosis industrial.

En la tercera etapa, para alinear y que las empresas contaran con lo necesario para el posible intercambio de sus residuos, se definió el uso de algunas herramientas de la Ecología Industrial, basando en los posibles beneficios que traería la aplicación de una de estas herramientas a las empresas y la viabilidad de aplicación.

2.4 Plan de viabilidad de las simbiosis.

Tras los análisis realizados y la información recolectada pertinente de cada una de las empresas, se elaboró un diagrama de sinergias cuantitativo con sus residuos con potencial para ser utilizados como materia prima y para ello el diagrama se dividió en secciones de modo que cada empresa se localizara en un sector, luego se identificó cada proceso con un rectángulo, posteriormente se plasmó la forma en la que los residuos aprovechables de cada empresa fluyen dentro del sistema y en qué cantidades y finalmente se distinguió entre los flujos de insumos, productos y residuos asignándoles un color específico para poder facilitar la comprensión del diagrama de sinergia. Estas líneas unen al proceso de origen con el proceso de destino de otra empresa, incluyendo la cantidad que representan en el sistema.

2.5 Plan de gestión

Finalmente se planteó un plan de gestión para la simbiosis industrial en la que se realizó una correlación entre las empresas con el objetivo de poder identificar los requerimientos necesarios para llevar a cabo la simbiosis descartando así los residuos que podrían o no ser parte del proceso, estos fueron aspectos operativos, normativos legales, financieros, planeación administrativos y sociales-educativos, así como la evaluación de la sinergia a corto, mediano o largo plazo.

Esto dio pie a la elaboración del estudio de viabilidad en el que se abordaron los siguientes puntos técnicos, operativo, legal, ambiental, financiero y temporal. Esto a fin de poder definir aquellos requerimientos con los que ya se cuenta y los que no, permitiéndonos identificar aquellas sinergias que pudieran ser viables para el proyecto para su implementación.

3. Resultados

3.1 Plan de gestión de las posibles simbiosis

Una vez se obtuvieron los datos, se logró determinar tres interacciones a mediano plazo con tarimas y aceite tratado, a la par una interacción a corto plazo con pedacera de cuero entre cuatro de las empresas previstas como se puede apreciar en la figura 2.

Residuo/ Recurso	Cantidad		Empresa que envía	Empresa que recibe	Requerimientos					Sinergia Viable a corto, mediano o largo plazo (Si/No)
	Máxima (Kg/mes)	Mínima (Kg/mes)			Operativos	Normativos Legales	Financieros	Planeación administrativos	Sociales/Educativos	
Tarimas	200	125	Empresa de la rama automotriz	Empresa de productos artesanales	Almacenar en el almacén de RME dentro de la empresa automotriz	Entrega de manifiesto mensualmente avalado por la SMAOT, en donde se indique de manera clara la cantidad de tarimas e información básica sobre la empresa que entrega, la que recibe y los datos del transporte del residuo.	Gasto de transporte para la empresa de productos artesanales	Convenio donde incluya: especificaciones (como limpios ni marcas de aceites ni corrosivos, en buen estado).		Si, a mediano plazo
Pedacera/ Desorille	40	35	Tenería	Empresa de productos artesanales	Mantenerlo en rollo de ser necesario y en bolsas de plástico para evitar que se dañe o se ensucie.		Gasto de transporte para la empresa de productos artesanales	Convenio en donde se incluya especificación de tamaño y limpieza en material		Si, a corto plazo
Acetate tratado	50	40	Imprenta	Empresa de productos artesanales	Mantener en botes o bidones en buen estado. Evitar que se mezclen con otros líquidos.	Entrega de manifiesto mensualmente avalado por la SMAOT, en donde se indique de manera clara la cantidad de aceite, e información básica sobre la empresa que entrega, la que recibe y los datos del transporte del residuo.	Gasto de transporte para la imprenta	Convenio en donde se incluyan las especificaciones de residuos, y los beneficios y responsabilidades de las partes interesadas		No

Si	Los costos de transporte y en general para la sinergia son óptimos para ambas empresas. La distancia entre ellas no son un problema. La cantidad requerida por la empresa que recibe es abastecida sin problema por la empresa que envía.
No	Los costos de transporte y en general para la sinergia son elevados para ambas empresas. La distancia entre ellas presenta un problema. La cantidad requerida por la empresa que recibe no puede ser abastecida por la empresa que envía.

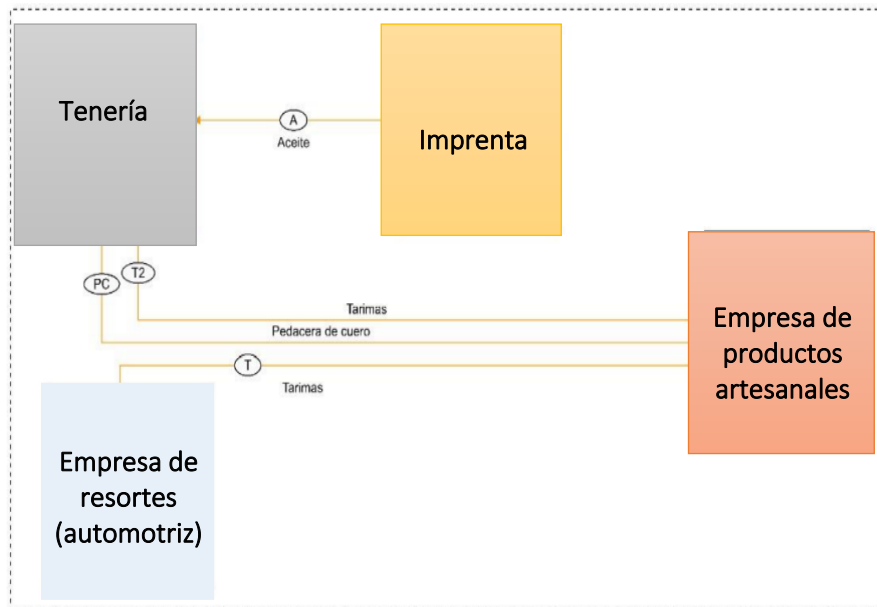
Figura 2. Plan de gestión para la identificación de simbiosis.

3.2 Diagrama de flujo de las simbiosis

La elaboración del diagrama de las simbiosis, resulta de mayor importancia, debido a que se presenta esquemáticamente el mecanismo de proceso de inicio a fin de los residuos que se aprobarán como materia prima en otro proceso productivo.

En la figura 3, se pueden apreciar todos los residuos compatibles entre las empresas como lo es el aceite tratado, tarimas y pedacera de cuero, cada cuadro de color representa una empresa prevista para las simbiosis.

Figura 3. Diagrama de sinergias entre las cuatro empresas



3.3 Estudio de viabilidad y compatibilidad

A través del estudio de viabilidad y compatibilidad de materia de entrada y residuos se encontró la posibilidad de interacciones a mediano y corto plazo, sin comprometer la calidad de sus productos, con tarimas en buen estado, aceite tratado y pedacera de cuero. Para todas las interacciones se toma en cuenta una distancia de transporte de máximo 10Km, ya que los residuos no son viables al transportarse a una distancia mayor por el costo del combustible. También se tomaron como consideraciones importantes para determinar la viabilidad de las interacciones los insumos utilizados en el proceso, como equipo de protección personal, capacitaciones, recursos humanos, mantenimiento del equipo a utilizar, zonas necesarias para el almacenamiento temporal de los residuos, costos de envío, vehículos para enviar, maquinaria a utilizar, tramites gubernamentales necesarios, así como el costo de los mismos, etc.

4. Conclusiones

En este estudio se elaboró una propuesta de Ecosistema Industrial partiendo de los principios de la Ecología Industrial, entre empresas de diferente giro, para el estudio de viabilidad de posibles sinergias. Entre cinco empresas seleccionadas de diferentes ramas y pertenecientes al sector privado: automotriz, curtiduría, abarrotes y empresas dedicadas a la elaboración de productos artesanales e impresoras sobre caja corrugada y lisa, se encontraron las materias primas más adecuadas para el intercambio partiendo de un análisis de entradas y salidas de cada proceso según el giro de la empresa, posteriormente se determinó la calidad y cantidad mínima necesaria para el aprovechamiento de los residuos dentro del proceso productivo de la empresa receptora. El hallazgo del presente estudio podría ser útil para la elaboración de propuestas de economía circular y aprovechamiento de residuos entre empresas ya sean pequeñas, medianas o grandes sin importar cual sea su rama de trabajo.

Con la implementación de las sinergias y la simbiosis industrial, se busca disminuir las grandes cantidades de materiales con valor, que llegan a los sitios de disposición final del municipio de León, dándoles un aprovechamiento como materia prima en algún proceso productivo. A su vez se busca lograr una concientización de las empresas, ya que parte del estudio realizado se centra en buscar alternativas de disminución en la generación de residuos a través de la sustitución de materiales a fin de reducir el impacto ambiental, y a su vez, a fin de buscar un mayor interés de dichas empresas, ofrecer alternativas atractivas de costo-beneficio.

Referencias

Cervantes Torre-Marín, G., Sosa Granados, R., Rodríguez Herrera, G. y Robles Martínez, F. (2009). Ecología industrial y desarrollo sustentable. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY, 13-1, pp. 63-70, ISSN: 1665-529X. <https://www.redalyc.org/pdf/467/46713055007.pdf>

López, A, 2009. APLICACIÓN DE CRITERIOS DE ECOLOGÍA INDUSTRIAL EN UN SISTEMA AGRARIO. IPN. <https://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/23222/Arce%20L%C3%B3pez%20Jenni.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (acceso 10/08/2022).

National Geographic España, 2023. Economía circular: ¿qué es y por qué beneficia al medio ambiente? <https://www.nationalgeographicla.com/medio-ambiente/2022/05/economia-circular-que-es-y-por-que-beneficia-al-medio-ambiente> (acceso 02/03/2023).

Ruiz, A; Ferrando, L. S.F. Simbiosis industrial como herramienta del paradigma de la economía circular. http://intranet3.aidimme.es/acceso_externo/download/archivos_circulares/Nyw5NDM2ODkyMjcxMDQxOUUrMjA.pdf

Vilet, V., 2022. ¿Qué es la Simbiosis Industrial? Proyectos llave en mano para el tratamiento y reciclado de. Proyectos llave en mano para el tratamiento y reciclado de residuos. - GTA Ambiental. <https://gtaambiental.com/simbiosis-industrial/> (acceso 02/03/2023)

SESIÓN S2-3

TRATAMIENTO BIOLÓGICO/BIOGÁS I



EFFECTO DE LA PRESENCIA DE CARGAS CELULÓSICAS EN LA COMPOSTABILIDAD DE LOS BIOPLÁSTICOS

Rodríguez, Andreina¹; Feijoo, Patricia¹; Samaniego-Aguilar, Kerly¹; Sánchez-Safont, Estefanía¹; Marín, Anna¹; Gámez-Pérez, José^{1,2}; Cabedo, Luis^{1,2*}

¹Grupo de Polímeros y Materiales Avanzados (PIMA), Universitat Jaume I, Castelló de la Plana, 12071 España

²CEBIMAT LAB, S. L., Castelló de la Plana, 12071, España

*lcabedo@uji.es

Resumen

Una de las claves para mitigar el problema medioambiental asociado a los residuos plásticos es lograr una transición real hacia una economía circular, sostenible y respetuosa con los recursos naturales. La apuesta por alternativas biodegradables, particularmente en aplicaciones en las que sea viable el reciclaje orgánico, puede considerarse una parte importante de la solución. Los polihidroxialcanoatos (PHA), biopolíesteres de origen bacteriano, han despertado un gran interés debido a su origen natural, ausencia de toxicidad y biodegradabilidad en diferentes ambientes. Sin embargo, siguen presentando elevados costes de producción. Con el fin de contrarrestar dicha limitación, una de las opciones más ventajosas es el desarrollo de biocompuestos mediante la incorporación de fibras de origen vegetal procedentes de residuos permitiendo así su valorización. En este trabajo se han obtenido biocompuestos de PHA y celulosa pura (TC), serrín de madera de pino (WF), cáscara de almendra (AS) y Oryzite[®] (fibra derivada de la cáscara de arroz) y se ha evaluado la influencia del tipo de fibra en el proceso de biodegradación aerobia en condiciones de compostaje (58°C) mediante el seguimiento de la pérdida de masa (desintegración) y el CO₂ liberado (biodegradación). En todos los casos se han obtenido tiempos de desintegración completa inferiores a 45 días y de biodegradación completa inferiores a 60 días. Sin embargo, se ha observado una ligera ralentización de la biodegradación en los compuestos con WF asociada a la presencia de lignina. Por otro lado, la presencia de fibras muy porosas, como la AS, favorece el proceso de biodesintegración.

Palabras clave: biodegradación; compostaje; economía circular; fibras vegetales; valorización.

1. Introducción

Los actuales hábitos de consumo, dentro de un sistema basado en una economía lineal, han generado una situación de riesgo medioambiental insostenible, en lo referente al aprovechamiento de recursos, consumo energético, emisiones y generación de residuos. Una de las claves para revertir esta situación sería la transición real hacia una economía circular (Matthews et al., 2021). Los residuos plásticos representan una gran amenaza, tanto por el elevado volumen generado, ya que se estima que cada año ingresan en los océanos entre 10 y 20 millones de toneladas de plásticos (Gourmelon, 2015); como por las dificultades para su recolección y su gestión. Por ejemplo, en envasado alimentario, el reciclaje convencional de plásticos resulta particularmente complejo. Por todo ello, la Comisión Europea propuso un paquete de medidas (*EUR-Lex - 52022PC0677 - EN - EUR-Lex*, n.d.) encaminado a mejorar el diseño de los envases y su etiquetado, promover su reutilización y reciclaje, y fomentar la transición hacia el uso de plásticos bio-basados, biodegradables y compostables. Así pues, la sustitución de los plásticos convencionales por alternativas

biodegradables en las que el reciclaje orgánico (RO) (compostaje) sea una opción viable, puede ayudar a mitigar la problemática de los residuos plásticos en un contexto de biocircularidad.

Los polihidroxialcanoatos (PHA), biopoliésteres de origen bacteriano, tienen un gran potencial para integrarse en los circuitos de economía biocircular (Kourmentza et al., 2017). En concreto, el polihidroxibutirato-co-hidroxivalerato (PHBV) ha demostrado ser biodegradable en prácticamente cualquier ecosistema (Emadian et al., 2017). Presenta unas propiedades mecánicas y de barrera a gases cercanas a las del polipropileno (PP) y al tereftalato de polietileno (PET). Sin embargo, su baja tenacidad y sus todavía elevados costes de producción limitan su aplicabilidad práctica (Meereboer et al., 2020). El desarrollo de biocompuestos basados en PHA y fibras lignocelulósicas resulta muy interesante ya que permite la reducción global del coste del producto final y además la valorización de estos residuos (Meereboer et al., 2020; Mujtaba et al., 2023), ya que su gestión y valorización supone un reto para la industria agrícola debido principalmente a que se generan alrededor de 140 billones de toneladas a nivel mundial (Greff et al., 2022). Un estudio de análisis de ciclo de vida de biocompuestos basados en PHBV y fibras lignocelulósicas, concluye que el precio y el impacto sobre el calentamiento global se reducen en un 25% y un 20% respectivamente y que estas cifras podrían ser mayores a medida que estos biopolímeros se incorporen al mercado (David et al., 2021).

El impacto de las fibras sobre la biodegradabilidad de los PHA no está del todo claro. Recientemente se ha evaluado el efecto de la adición de fibras de *Ceiba pentrandia* al PHBV sobre su biodesintegrabilidad en suelo observando una aceleración de la pérdida de masa a medida que aumentaba su contenido (Varghese et al., 2020). Resultados similares han sido reportados para compuestos basados en PHA y serrín (Chan et al., 2019), fibras de abacá (Teramoto et al., 2004) o fibras de paja de trigo (Avella et al., 2000). También se ha observado una aceleración de la biodegradabilidad del PHBV en suelo al incorporar fibras de orujo de aceituna (Lammi et al., 2019) o brotes de vid (David et al., 2019). La aceleración de la biodegradación se atribuye, principalmente, a la elevada capacidad de absorción de agua de las fibras que favorece la separación de las mismas de la matriz, facilitando el acceso de los microorganismos a la interfase y la hidrólisis del polímero (Teramoto et al., 2004). Por el contrario, en condiciones de compostaje, Avella et al. observaron una reducción en la velocidad de biodegradación para contenidos de paja de trigo superiores al 10% (Avella et al., 2000). Las fibras lignocelulósicas están compuestas principalmente por hemicelulosa, celulosa y lignina. La celulosa y las hemicelulosas son fácilmente biodegradables, pero la lignina resulta altamente resistente a la degradación microbiana. Las condiciones habituales de pH y temperatura durante el compostaje no son favorables para el crecimiento de los principales productores de enzimas capaces de degradar la lignina (hongos de podredumbre blanca), por lo que este componente puede obstaculizar el acceso a los otros componentes de la fibra, ralentizando el proceso (Avella et al., 2000; Greff et al., 2022; Meereboer et al., 2020). Sin embargo, otros estudios muestran una aceleración importante de la biodegradación, independientemente de la presencia de lignina (Gallardo-Cervantes et al., 2021; Muniyasamy et al., 2019), atribuyéndolo al carácter hidrofílico y estructura de las fibras. Por tanto, el impacto del uso de fibras lignocelulósicas sobre la biodegradabilidad depende no solo de su composición, sino también de sus características estructurales y de la adhesión fibra/matriz. Resulta esencial profundizar en el estudio de la compostabilidad de este tipo de materiales para poder introducirlos de manera segura en los circuitos de RO garantizando la calidad del compost resultante. En efecto, la red europea de compostaje (ECN) ha expresado su preocupación por la introducción de los envases etiquetados como “compostables” en los canales de compostaje (ECN, 2023), ya que las normativas actuales para evaluar su compostabilidad (p.ej. UNE-EN 13432:2001) contemplan tiempos de biodesintegración y biodegradación muy largos (hasta 6 meses), alejados de los ciclos de compostaje habituales en las instalaciones existentes en la actualidad, que tienen una duración de 10 a 16 semanas (Ministerio para la Transición Ecológica, 2006). El objetivo de este trabajo fue evaluar la biodegradabilidad y biodesintegrabilidad de biocompuestos basados en PHBV y diferentes fibras lignocelulósicas con el fin de valorar su idoneidad para ser tratados mediante RO al final de su vida útil. Las fibras empleadas en este estudio fueron: celulosa comercial de alta

pureza (TC90), serrín de madera de pino (WF), cáscara de almendra (AS), y Oryzite® (OR), una fibra comercial derivada de la cáscara de arroz.

2. Metodología

2.1 Materiales

El PHBV, PHI002, con un contenido molar de valerato del 3%, fue suministrado por NaturePlast (Mondeville, Francia) en forma de pellets. El serrín de madera de pino (WF) se adquirió en J.Adrian S.L.(España) y la cáscara de almendra micronizada (AS) en Unió Corporació Alimentària (Reus, España). El Orizyte® (OR), un producto comercial derivado de la cáscara de arroz, fue suministrado por Cámara Arrossera del Montsià SCCL (Tarragona, España) en forma de masterbatch de PHBV/OR (30% OR). Los dos grados de celulosa alfa de alta pureza, TC40 (α -celulosa > 99,6%) y TC90 (α -celulosa > 99%), fueron suministrados por CreaFill Fibers Corp. (Chestertown, USA).

2.2. Preparación de los biocompuestos PHBV/fibra

Antes de la extrusión, el polímero y las fibras se secaron a 60 °C durante 24 h en un deshumidificador Piován DPA 10 (Santa Maria di Sala, Italia). La fibra AS se tamizó en un tamiz de 140 μ m y se secó en estufa a 60 °C durante 24 h. Los compuestos de PHBV sin fibra (PHBV-a) y con un 15% de celulosa TC90 y fibra WF fueron preparados en una extrusora de doble husillo (Haisin TSE-20B, Nanjing, Jiangsu, China). La velocidad de rotación fue de 200 rpm y el perfil de temperaturas de 175/173/165/165/165/165/165 °C desde la zona de alimentación a la boquilla. El material extruido se enfrió en un baño de agua y se pelletizó y con los pellets se obtuvieron láminas de un espesor de 400 μ m en una prensa de platos calientes a 180 °C (Carver USA). Los compuestos de PHBV con AS y OR con contenidos en fibra del 10, 20 y 30 % se prepararon en una extrusora monohusillo (Rheomix 3000P, ThermoHaake, Karlsruhe, Alemania) y boquilla plana para obtener láminas de 300 μ m. La velocidad de rotación fue de 80 rpm y los perfiles de temperatura de 150/160/173/170 °C para PHBV/AS y 160/169/171/170 °C para PHBV/OR. El PHBV se procesó en las mismas condiciones como referencia (PHBV-b). La nomenclatura empleada para denominar los compuestos fue PHBV/X Y, donde X es el contenido en fibra e Y la fibra correspondiente (TC90, WF, AS).

2.2. Microscopía electrónica de barrido (SEM)

El análisis morfológico de las fibras se realizó mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) en un equipo JEOL 7001F (Peabody, USA) a un voltaje 15 kV. Previamente, las fibras fueron recubiertas con una fina capa de Pt mediante *sputtering*.

2.3. Determinación del grado de biodegradación

El grado de biodegradación aeróbica en condiciones de compostaje controladas de las muestras PHBV-a, PHBV/15 TC90 y PHBV/15 WF se determinó por adaptación de la metodología de la norma UNE EN ISO 14855-1. Las muestras fueron molturadas criogénicamente y tamizadas a través de un tamiz de 250 μ m. Como material de referencia se empleó celulosa TC40. Las muestras se mezclaron con compost maduro en una proporción 1:6, se ajustó la humedad de las mezclas al 50% y se introdujeron en reactores de vidrio de 2,14 L que se se introdujeron en incubadoras a 58 °C durante 90 días. El experimento se realizó por triplicado. El CO₂ generado se midió periódicamente en el espacio de cabeza con un analizador de infrarrojos G110 IR (Fonotest, Madrid, España). El grado de biodegradación se calculó según la Ecuación 1:

$$\% \text{ Biodegradación} = \frac{CO_2(t) - CO_2(b)}{ThCO_2} \times 100 \quad (1)$$

donde CO₂ (t) es el dióxido de carbono acumulado a tiempo t en una muestra, CO₂ (b) es el promedio de dióxido de carbono acumulado a tiempo t en el blanco y ThCO₂ el dióxido de carbono teórico total calculado

a partir del carbono orgánico total (TOC) y la masa de cada muestra. El TOC de las muestras se determinó mediante análisis elemental por espectrometría de masas.

2.4. Determinación del grado de biodesintegración

El grado de biodesintegración en condiciones de compostaje aeróbico controladas del PHBV y los compuestos desarrollados se determinó según la metodología de la norma UNE EN ISO 20200. Se prepararon muestras de 2,5 x 2,5 cm a partir de los films obtenidos por prensado y/o extrusión, se secaron a vacío a 40 °C 24 h y se pesaron. Se preparó un residuo sintético (compost) y se introdujo en reactores de 5 L. Las muestras se enterraron a una profundidad de 4-6 cm manteniendo una relación muestra/residuo sintético del 1% en peso. La humedad se ajustó al 55% y los reactores se incubaron a 58 °C durante 90 días. Se mantuvieron las condiciones aerobias y de humedad durante todo el ensayo. A diferentes intervalos de tiempo, se extrajeron tres réplicas de cada una de las muestras, las cuales se limpiaron con agua destilada para garantizar la eliminación del posible biofilm formado, se secaron a vacío a 40 °C durante 24 h y se determinó su masa. La evolución de la biodesintegración se evaluó por determinación del porcentaje de pérdida de masa de acuerdo con la Ecuación 2:

$$\% \text{ Pérdida de masa} = \frac{m_f}{m_i} \times 100 \quad (2)$$

donde m_i es la masa inicial de cada pieza y m_f la masa final.

3. Resultados y discusión

3.1. Efecto de la presencia de fibras lignocelulósicas sobre la compostabilidad del PHBV

En la Figura 1 se muestra la evolución de la pérdida de masa durante la biodesintegración en condiciones de compostaje industrial del PHBV y los biocompuestos PHBV/15 TC90 y PHBV/15 WF.

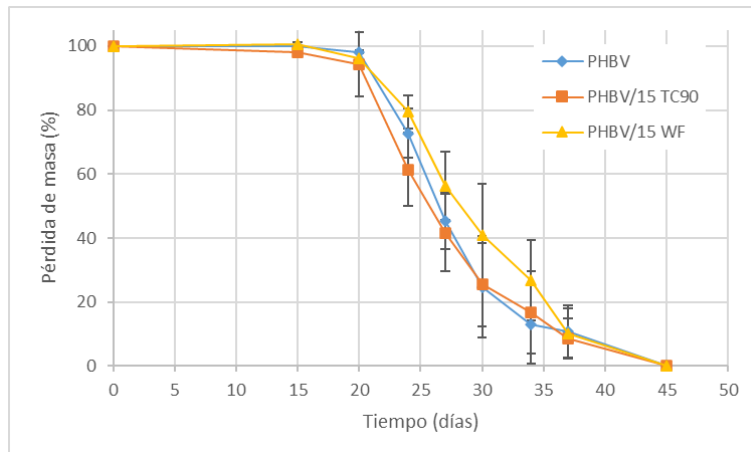


Figura 1. Evolución de la pérdida de masa del PHBV y los biocompuestos PHBV/15 TC90 y PHBV/15 WF en condiciones de compostaje industrial

El PHBV presenta un periodo de inducción de unos 15 días en los que no se observa una pérdida de peso significativa. Durante dicho periodo de tiempo, se genera un biofilm sobre la superficie de la muestra y los microorganismos presentes empiezan a producir las enzimas capaces de iniciar la hidrólisis. Transcurrido el periodo de inducción, la desintegración progresa de forma rápida, llegando al 90% en 37 días y completándose en un periodo de tiempo inferior a 45 días. Tanto el biocompuesto con celulosa como el biocompuesto con serrín presentan un comportamiento similar al del PHBV, biodesintegrándose por completo en el mismo periodo de tiempo. En este caso, la presencia de lignina no parece reducir la tasa de biodesintegración, de manera similar a lo observado para porcentajes de fibra inferiores al 10% (Avella et

al., 2000), así como en trabajos previos del grupo (Sánchez-Safont et al., 2020) en los que no se observaron diferencias significativas en la biodesintegración entre fibras lignocelulósicas y fibras deslignificadas. Dado que la biodesintegración completa de las muestras no garantiza que todos los componentes hayan sido bioasimilados y mineralizados por completo, el estudio se completó determinando el grado de biodegradación por determinación directa del CO₂ generado. En la Figura 2, se muestran los resultados obtenidos.

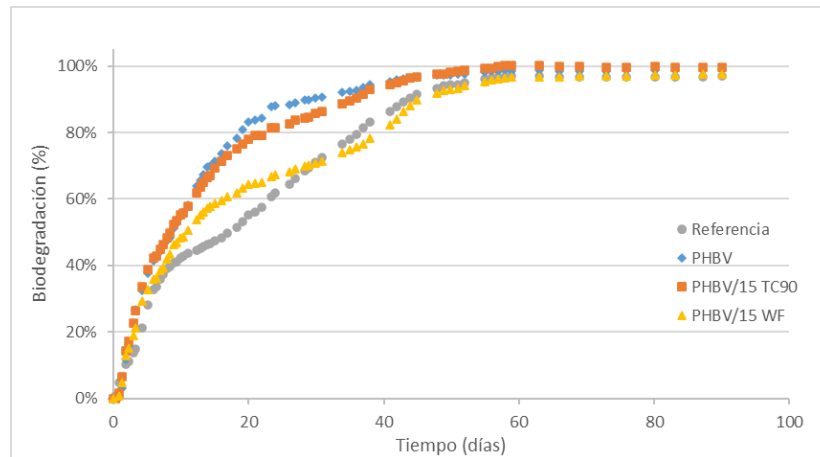


Figura 2. Biodegradación del material de referencia, el PHBV y los biocompuestos PHBV/15 TC90 y PHBV/15 WF en condiciones de compostaje industrial

En todos los casos el proceso de biodegradación se completa en un periodo de tiempo inferior a 60 días, alcanzándose un grado de biodegradación aeróbica final del 97% en el caso de la referencia, del 100% en el PHBV y del 99 y 97% para el PHBV/15 TC90 y el PHBV/15 WF, respectivamente. Tanto las velocidades como los grados de biodegradación final observados, son superiores a los valores encontrados en la bibliografía (Brdlík et al., 2022; Gallardo-Cervantes et al., 2021; Muniyasamy et al., 2019). Aunque el proceso de biodegradación se completa en un periodo de tiempo similar, se observan ligeras diferencias en la velocidad de degradación. En los compuestos con serrín, se observa una ligera ralentización cuando se alcanza el 60% de biodegradación. Dado que el WF se trata de una fibra lignocelulósica, dicha ralentización podría estar relacionada con la presencia de lignina que, al degradarse lentamente, obstaculizaría el acceso de los microorganismos y la humedad a las fracciones celulósicas de la fibra. Sin embargo, otros factores como el mayor tamaño de las fibras en comparación con la celulosa comercial también podrían contribuir a la ralentización observada. En cualquier caso, estos biocompuestos se biodegradan al mismo ritmo que el material de referencia.

3.1. Efecto del contenido de fibra sobre la biodesintegración en condiciones de compostaje

En la Figura 3 se muestra la evolución de la pérdida de masa en función del tiempo del PHBV y los compuestos con 10, 20 y 30% de fibras de AS y OR en condiciones de compostaje industrial controladas (ISO 20200).

En todos los casos se aprecia un periodo de inducción de unos 10 días. En el PHBV puro, a partir del día 17 se empieza a observar una pérdida de masa significativa, completándose la biodesintegración del material en 35 días. La incorporación de bajos contenidos de fibra (10%), prácticamente no afecta ni a la velocidad de pérdida de masa ni al periodo de biodesintegración completa del PHBV. Sin embargo, la adición de porcentajes mayores de fibra da lugar a una aceleración del proceso de biodesintegración con respecto al PHBV puro. Dicho efecto es más acusado con las fibras de AS. En efecto, tal como se puede observar en la Figura 1, la biodesintegración de las muestras con 20 y 30% de AS está prácticamente completada a los 24 días de ensayo.

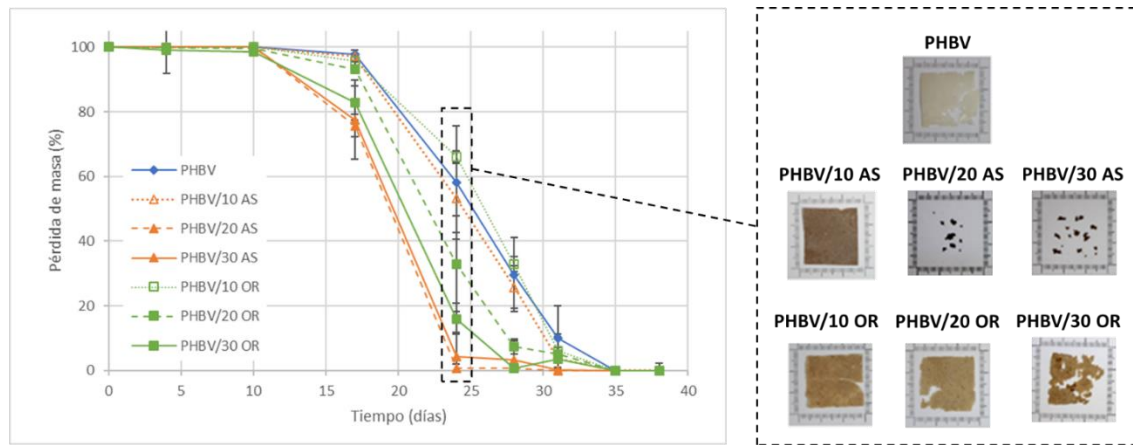


Figura 3. Evolución de la pérdida de masa de los materiales en condiciones de compostaje industrial e imágenes de las muestras a los 24 días de ensayo

Tal como ha sido reportado previamente, las fibras lignocelulósicas tienen una compatibilidad limitada con los PHA (Sánchez-Safont et al., 2021). Por tanto, la pobre adhesión interfacial junto con la elevada capacidad de absorción de humedad de las fibras favorece su separación de la matriz y la accesibilidad del agua y los microorganismos a la matriz polimérica favoreciendo su hidrólisis y la fragmentación de la muestra y facilitando su posterior bioasimilación (Gallardo-Cervantes et al., 2021; Meereboer et al., 2020; Seggiani et al., 2018). En particular, la morfología superficial de las fibras de cáscara de almendra (Figura 4), caracterizada por una elevada porosidad superficial, contribuye sustancialmente a la absorción de agua en la interfase.

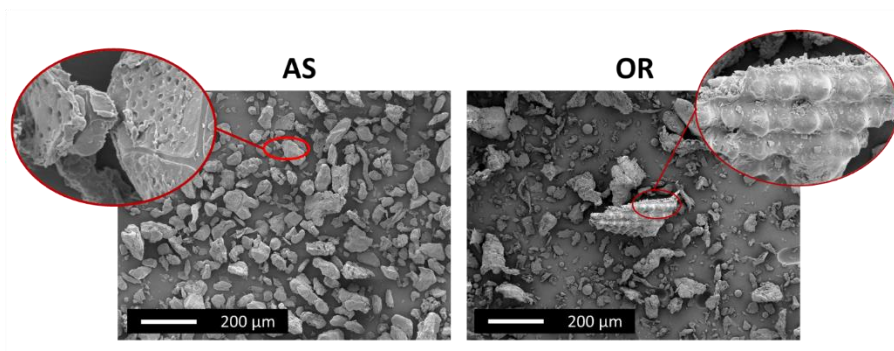


Figura 4. Micrografías de las fibras AS y OR

4. Conclusiones

El desarrollo de biocompuestos basados en fibras lignocelulósicas y PHBV es técnicamente viable y representa una opción sostenible de valorización de residuos vegetales. El uso de fibras lignocelulósicas puede ayudar a modular la biodegradabilidad de este tipo de biocompuestos permitiendo su integración en los circuitos de economía biocircular para ser reciclados orgánicamente al final de su vida útil. Sin embargo, debido a que factores como la composición, estructura de la fibra y su interacción con la matriz polimérica resultan cruciales, se requiere un estudio individualizado para evaluar la idoneidad de estos materiales para ser sometidos a un proceso de RO. Debido, principalmente, a sus características morfológicas, las fibras de AS han demostrado un gran potencial para reducir los tiempos de compostaje del PHBV y aproximarlos a los ciclos de tratamiento reales.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033 y FEDER “Una manera de hacer Europa”, proyecto número PID2021-128749OB-C32. Asimismo, este trabajo también ha contado con el apoyo económico de la Generalitat Valenciana (proyecto AICO/2021/045) y de la Universitat Jaume I (proyecto UJI-B2019-44). Kerly Samaniego Aguilar desea agradecer al MCIN/AEI /10.13039/501100011033 y FSE “El FSE invierte en tu futuro”; por su beca FPI (PRE2019-091448). Los autores desean agradecer a los Servicios Centrales de Instrumentación (SCIC) de la Universitat Jaume I, Raquel Oliver y José Ortega por el apoyo experimental. Los autores también quieren agradecer a la Unidad Asociada IATA(CSIC)-UJI en “Tecnología de Plásticos”.

Referencias

- Avella, M., La Rota, G., Martuscelli, E., Raimo, M., Sadocco, P., Elegir, G., Riva, R., 2000. Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) and wheat straw fibre composites: Thermal, mechanical properties and biodegradation behaviour. *J. Mater. Sci.* 35, 829–836. <https://doi.org/10.1023/A:1004773603516/METRICS>
- Brdlík, P., Borůvka, M., Běhálek, L., Lenfeld, P., 2022. The Influence of Additives and Environment on Biodegradation of PHBV Biocomposites. *Polymers (Basel)*. 14. <https://doi.org/10.3390/polym14040838>
- Chan, C.M., Vandi, L.J., Pratt, S., Halley, P., Richardson, D., Werker, A., Laycock, B., 2019. Insights into the biodegradation of PHA / wood composites: Micro- and macroscopic changes. *Sustain. Mater. Technol.* 21. <https://doi.org/10.1016/J.SUSMAT.2019.E00099>
- David, G., Croxatto Vega, G., Sohn, J., Nilsson, A.E., Hélias, A., Gontard, N., Angellier-Coussy, H., 2021. Using life cycle assessment to quantify the environmental benefit of upcycling vine shoots as fillers in biocomposite packaging materials. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 738–752. <https://doi.org/10.1007/S11367-020-01824-7/TABLES/4>
- David, G., Michel, J., Gastaldi, E., Gontard, N., Angellier-Coussy, H., 2019. How Vine Shoots as Fillers Impact the Biodegradation of PHBV-Based Composites. *Int. J. Mol. Sci.* 2020, Vol. 21, Page 228 21, 228. <https://doi.org/10.3390/IJMS21010228>
- ECN, 2023. ECN ’ s feedback on the Commission ’ s proposal for a Packaging and Packaging Waste Regulation ECN Position Paper.
- Emadian, S.M., Onay, T.T., Demirel, B., 2017. Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Manag.* 59, 526–536. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.10.006>
- EUR-Lex - 52022PC0677 - EN - EUR-Lex, n.d.
- Gallardo-Cervantes, M., González-García, Y., Pérez-Fonseca, A.A., González-López, M.E., Manríquez-González, R., Rodrigue, D., Robledo-Ortíz, J.R., 2021. Biodegradability and improved mechanical performance of polyhydroxyalkanoates/agave fiber biocomposites compatibilized by different strategies. *J. Appl. Polym. Sci.* 138, 50182. <https://doi.org/10.1002/APP.50182>
- Gourmelon, G., 2015. Global Plastic Production Rises, Recycling Lags.
- Greff, B., Szigeti, J., Nagy, Á., Lakatos, E., Varga, L., 2022. Influence of microbial inoculants on co-composting of lignocellulosic crop residues with farm animal manure: A review. *J. Environ. Manage.* 302, 114088. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.114088>
- Kourmentza, C., Plácido, J., Venetsaneas, N., Burniol-Figols, A., Varrone, C., Gavala, H.N., Reis, M.A.M., 2017. Recent Advances and Challenges towards Sustainable Polyhydroxyalkanoate (PHA) Production.

Bioeng. 2017, Vol. 4, Page 55 4, 55. <https://doi.org/10.3390/BIOENGINEERING4020055>

- Lammi, S., Gastaldi, E., Gaubiach, F., Angellier-Coussy, H., 2019. How olive pomace can be valorized as fillers to tune the biodegradation of PHBV based composites. *Polym. Degrad. Stab.* 166, 325–333. <https://doi.org/10.1016/J.POLYMDEGRADSTAB.2019.06.010>
- Matthews, C., Moran, F., Jaiswal, A.K., 2021. A review on European Union's strategy for plastics in a circular economy and its impact on food safety. *J. Clean. Prod.* 283, 125263. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.125263>
- Meereboer, K.W., Misra, M., Mohanty, A.K., 2020. Review of recent advances in the biodegradability of polyhydroxyalkanoate (PHA) bioplastics and their composites. *Green Chem.* 22, 5519–5558. <https://doi.org/10.1039/D0GC01647K>
- Meereboer, K.W., Pal, A.K., Cisneros-López, E.O., Misra, M., Mohanty, A.K., 2021. The effect of natural fillers on the marine biodegradation behaviour of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) (PHBV). *Sci. Reports* 2021 111 11, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78122-7>
- Ministerio para la Transición Ecológica, 2006. Sistemas de tratamiento. [WWW Document]. Minist. para la Transic. Ecológica. URL <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Tratamientos-biologicos-compostaje.aspx> (accessed 3.29.23).
- Mujtaba, M., Fraceto, L., Fazeli, M., Mukherjee, S., Savassa, S.M., Araujo de Medeiros, G., do Espírito Santo Pereira, A., Mancini, S.D., Lipponen, J., Vilaplana, F., 2023. Lignocellulosic biomass from agricultural waste to the circular economy: A review with focus on biofuels, biocomposites and bioplastics. *J. Clean. Prod.* 402, 136815. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136815>
- Muniasamy, S., Oforu, O., Thulasinathan, B., Thondi Rajan, A.S., Ramu, S.M., Soorangkattan, S., Muthuramalingam, J.B., Alagarsamy, A., 2019. Thermal-chemical and biodegradation behaviour of alginic acid treated flax fibres/ poly(hydroxybutyrate-co-valerate) PHBV green composites in compost medium. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 22, 101394. <https://doi.org/10.1016/J.BCAB.2019.101394>
- Sánchez-Safont, E.L., Aldureid, A., Lagarón, J.M., Cabedo, L., Gámez-Pérez, J., 2020. Study of the Compatibilization Effect of Different Reactive Agents in PHB/Natural Fiber-Based Composites. *Polymers (Basel)*. 12, 1967. <https://doi.org/10.3390/polym12091967>
- Sánchez-Safont, E.L., Aldureid, A., Lagarón, J.M., Gamez-Perez, J., Cabedo, L., 2021. Effect of the Purification Treatment on the Valorization of Natural Cellulosic Residues as Fillers in PHB-Based Composites for Short Shelf Life Applications. *Waste and Biomass Valorization* 12, 2541–2556. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01192-1>
- Seggiani, M., Cinelli, P., Balestri, E., Mallegni, N., Stefanelli, E., Rossi, A., Lardicci, C., Lazzeri, A., 2018. Novel Sustainable Composites Based on Poly(hydroxybutyrate-co-hydroxyvalerate) and Seagrass Beach-CAST Fibers: Performance and Degradability in Marine Environments. *Mater.* 2018, Vol. 11, Page 772 11, 772. <https://doi.org/10.3390/MA11050772>
- Teramoto, N., Urata, K., Ozawa, K., Shibata, M., 2004. Biodegradation of aliphatic polyester composites reinforced by abaca fiber. *Polym. Degrad. Stab.* 86, 401–409. <https://doi.org/10.1016/J.POLYMDEGRADSTAB.2004.04.026>
- Varghese, S.A., Pulikkalparambil, H., Rangappa, S.M., Siengchin, S., Parameswaranpillai, J., 2020. Novel biodegradable polymer films based on poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) and Ceiba pentandra natural fibers for packaging applications. *Food Packag. Shelf Life* 25, 100538. <https://doi.org/10.1016/J.FPSL.2020.100538>



ANÁLISE DE PH, TEMPERATURA E UMIDADE NO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS SUBMETIDOS À LEIRAS DE COMPOSTAGEM.

Silva, João Vitor Pereira da¹; Gomes, Cicero Alisson²; Oliveira, Cleiton Farias de³; Cordeiro, Franklyn Dannel F.⁴; Almeida, Leandro Rodrigues⁵; Cirne, Luiza Eugênia da Mota Rocha⁶; Silva, Gilberlando Gomes da⁷.

*Universidade de Campina Grande.

Resumo: O projeto Compostagem e Vermicompostagem PROBEX/2022 realizado na UFCG – Campus I a cada ano de sua vigência vem aumentando a sua responsabilidade, visto que a população tem despertado uma nova visão sobre a importância da técnica da compostagem e seus benefícios para o meio ambiente. Uma das propostas do projeto, é desenvolver técnicas de baixo custo, permitindo aos produtores um fácil acesso à produção do composto orgânico, bem como colaborar com os mesmos através da produção e doação do composto. Após concretizar parceria com a EMATER/PB e produtores da região da Borborema, o projeto ampliou os desafios e se responsabilizou em fornecer composto para os agricultores e suas produções. Entre os meses de julho a dezembro de 2022, foram entregues 1.532 kg de composto a diversas comunidades, representando economia de investimentos financeiros e de recursos naturais. As ações do projeto representaram melhorias na produção de hortícolas e frutíferas da região atualmente, o projeto fornece gratuitamente composto orgânico a toda a comunidade interna e externa à UFCG, resgatando o cultivo de jardins, pomares e hortas domésticas.

Palavras chave: Meio ambiente, Baixo custo, Compostagem, Produtores.

1. Introdução

Compostagem é uma técnica utilizada para reciclagem do material orgânico por decomposição aeróbica, controlada, com o objetivo de obtenção de um produto estável, sanitizado, rico em compostos húmicos e, cuja utilização no solo, não oferece riscos ao meio ambiente. A qualidade do composto produzido está associada a alguns fatores como uma boa relação entre os macros e micronutrientes, pH, umidade e temperatura. Ademais, o sucesso do processo de compostagem está associado diretamente a quantidade de composto produzido, que se resume no rendimento final. Junto a necessidade de utilização de insumos mais econômicos, seguros e compatíveis com a realidade do pequeno produtor rural presente no semiárido brasileiro, e obtenção de melhorias agrícolas foi desenvolvido um método de compostagem economicamente viável e socioambientalmente aceito, fazendo uso de matéria orgânica obtida dos espaços comuns da Universidade Federal de Campina Grande (folhas, raízes, e demais materiais). As leiras foram montadas e reviradas com o monitoramento semanal dos parâmetros físicos e biológicos no processo da atividade bacteriana, responsável pela aceleração na decomposição da matéria.

2. Metodologia

O projeto foi desenvolvido na UFCG – CAMPUS I e constaram dos módulos de compostagem e vermicompostagem. Foi utilizada a metodologia proposta pelo CEMPRE 2000 e sofreram adaptações às condições climatológicas e específicas em função da realidade local. Na nossa página

virtual-LTA-Bloco BX, nossas ações de interesse comunitário foram disponibilizadas periodicamente para os usuários. Mais uma tecnologia foi implantada em nosso composto é a CAC – casca de arroz carbonizada, que é um resultante da combustão incompleta da casca de arroz sobre alta temperatura e condições de baixo oxigênio (pirólise). O composto orgânico produzido foi analisado física e quimicamente, posteriormente ser incorporado ao solo dos Jardins do Campus I, escolas, etc. será também doado a comunidade local, produtores da EMPAER e poderá ser permutado em iguais quantidades por resíduos sólidos recicláveis no Posto de Entrega Voluntária de Resíduos Sólidos – bloco BX/UFCG.

Fase 1 – Divulgação: Inicialmente, o grupo técnico e alunos da equipe se reuniram com alunos que estão inseridos nos demais projetos individuais e no Programa de Mobilização Social em Saneamento Ambiental. A partir daí as ações foram divulgadas com as outras equipes e repassadas as responsabilidades de cada membro.

Fase 2 – Palestras-Cursos-Oficinas

As temáticas: Educação Ambiental, reutilização de cascas de verduras e frutas na culinária, utilização de cascas de frutas e verduras na compostagem, Reciclagem, Compostagem/vermicompostagem.UPCYCLING e DOWNCYCLING. Esse contexto foi abordado e discutido com a comunidade através do oferecimento de oficinas práticas e cartilha. A definição das datas foi discutida com a equipe do projeto e interessados.

Fase 3- O material orgânico advindo das varrições das ruas do campus I, foi acondicionado no pátio de compostagem para reduzir a umidade e triturado em máquina especializada. Em seguida o material foi empilhado sob lona plástica a uma altura de 1,5m, largura 2,0m e comprimento 5,0m com formato de um telhado com 4 águas. Após 30 dias, parte do composto foi utilizado na vermicompostagem em minhocário e o restante do material continuou na leira em processo de maturação. Medições de umidade e temperatura foram realizadas frequentemente e supridas as necessidades de hidratação e aeração.

A tecnologia adotada para produção de húmus aconteceu através do sistema de criação em minhocário de alvenaria, já construído em área adjacente ao Lab. De Tecnologia Agroambiental, no bloco BX. Essas inclinações possuem declividade interna de 2% para facilitar o sistema de drenagem, paredes com 40 cm de altura e 3m de comprimento.

A equipe de execução do projeto foi avaliada através de reuniões mensais e apresentação de seminários com a participação da equipe pedagógica sendo avaliado os aspectos pontualidade, criatividade, assiduidade, interesse dos(a) aluno (a), mediante a apresentação de relatórios, inovações e registros fotográficos.

2.1 Resultados e discussões

Com base no plano de ação da ONU até 2030 para melhoria da sustentabilidade em cidades e comunidades: “ODS- 2, 11, 12 E 15”, o projeto visa a otimização da produção do composto e a acessibilidade no processo. O projeto monitora as principais características físicas, químicas e biológicas, bem como fatores climáticos ao longo de todas as fases da compostagem. O objetivo concentra-se em melhorar, de forma contínua, a qualidade, bem como garantir o fornecimento de condições adequadas às bactérias. Espera-se obter um composto mais rico em minerais e eficiente em termos de custos, tornando-o assim acessível à população. Os resultados obtidos com o experimento foram satisfatórios pois, com base nos dados de temperatura, foi possível determinar as fases da compostagem e assim verificar os períodos de degradação da matéria orgânica e mistura dos componentes.

2.2.1. Gráficos

Gráficos contendo a evolução das leiras 3 e 4 ao longo dos meses de desenvolvimento, abaixo estão os dados obtidos conforme suas taxas de Ph, umidade relativa e temperatura interna das leiras. com esses dados foi possível acompanhar os parâmetros necessários para uma boa produção e melhor qualidade do composto orgânico.

2.2.2. Efeito da temperatura e umidade

Durante a realização dos tratamentos, foram feitas análises de temperatura e umidade no interior da leira.

Leira 3

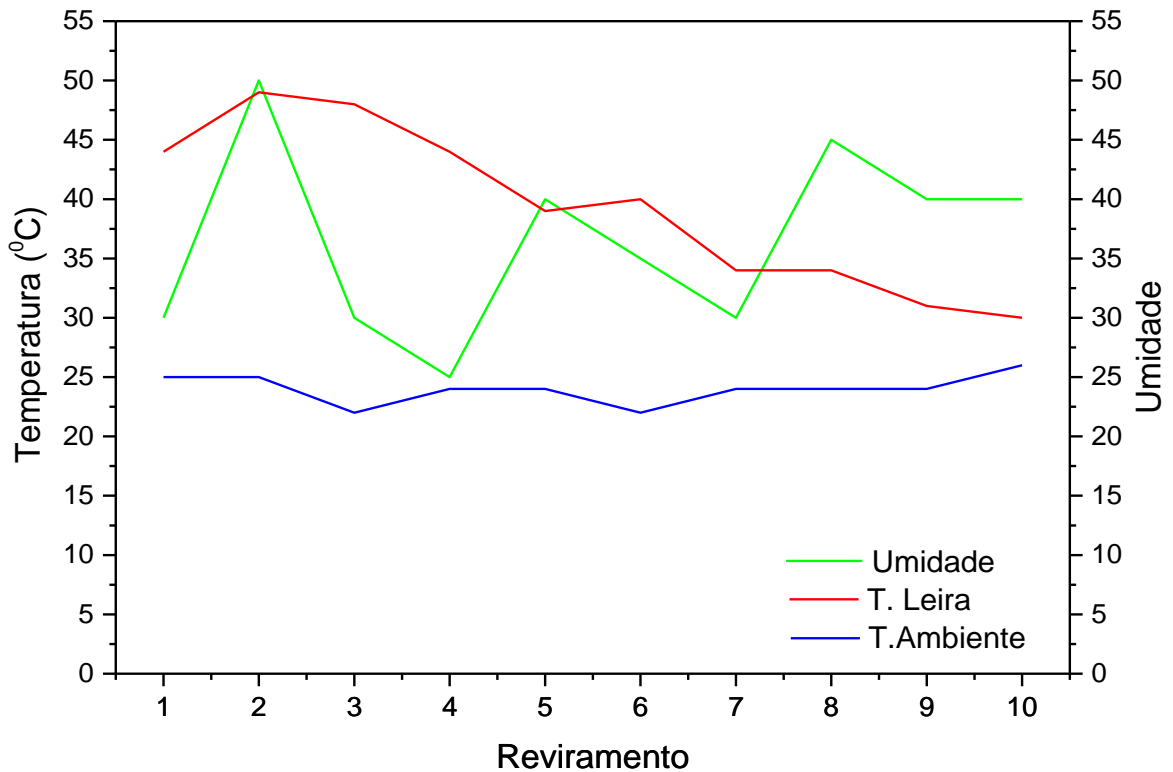


Gráfico – 1 Temperatura e Umidade em função das fases da compostagem

Fonte: Autoria Própria (2022)

Leira 4

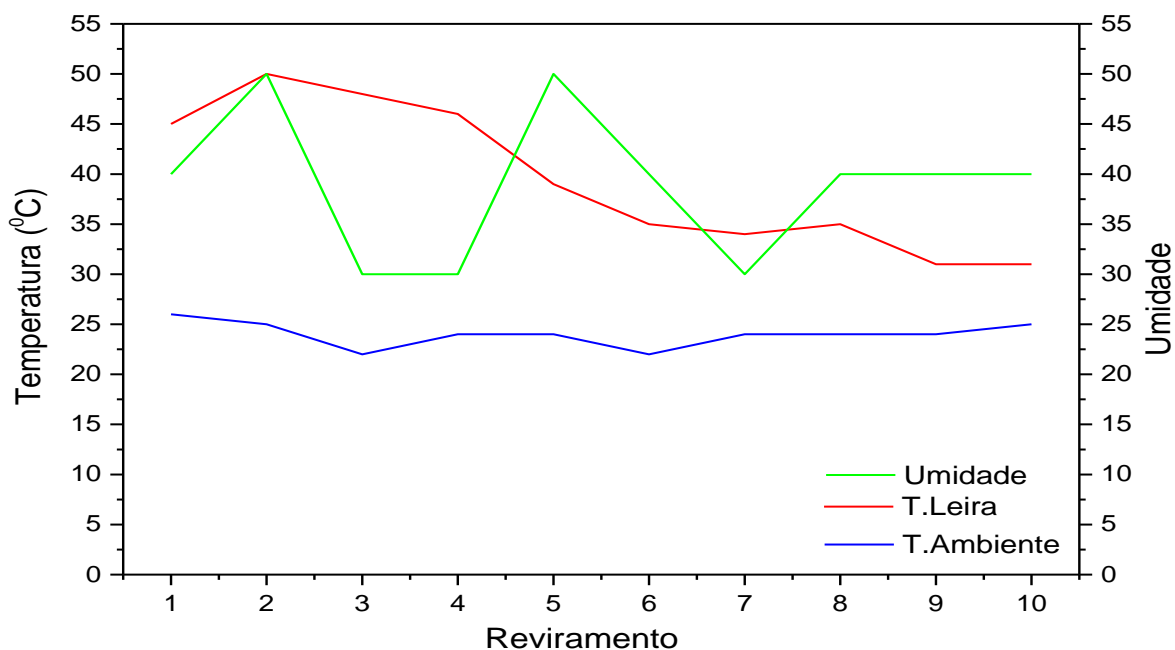


Gráfico – 2 Temperatura e Umidade em função das fases da compostagem

Fonte: Autoria Própria (2022)

De acordo com os dados apresentados, a temperatura máxima atingida nos ensaios foi de 50°C, alcançado na Leira 4. A temperatura é um parâmetro crítico para a compostagem. De forma mais geral, a geração de calor, temperatura, ventilação e umidade são os quatro fatores de interação durante o processo de compostagem (Strom 1985). O valor máximo de umidade (50%) foi atingido a partir do segundo reviramento da compostagem em ambos os ensaios. Quando a umidade é inferior a 30%, as atividades bacterianas serão limitadas e acima de 65% diminuirá a porosidade do composto resultando em um crescimento anaeróbico e emissões de odores desagradáveis. Razmjoo et al. (2015). Portanto esses níveis mais baixos foram alcançados entre os reviramentos 3, 4 e 7 em ambas as Leiras e foram realizadas correções de irrigação para voltar aos níveis satisfatórios.

2.2.3. Efeito do pH

Em todos os reviramentos, foram realizadas medições de pH. A Tabela 1, apresenta os valores de pH em cada reviramento, para as 2 Leiras.

Teste	Reviramento									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Leira 3	6,5	5,5	6,5	6	6	6,5	7	6,5	7	7
Leira 4	6,5	5,5	6	6	5,5	5,5	7	6,5	7	7

Tabela 1- Valores de pH aferidos durante os reviramentos

Fonte: Autoria Própria (2022)

Em ambas as Leiras, observou-se a mesma dinâmica dos valores do pH: no início dos reviramentos, o pH apresentou valor em torno de 6,5, isso devido a liberação de ácidos orgânicos, produtos que resultam da decomposição microbiológica. O valor máximo de pH encontrado foi de 7 nas duas as Leiras. Este valor foi alcançado no reviramento de número 7 como também nos reviramentos finais.

De acordo com KIEHL (2002) em compostos orgânicos o pH deve estar de acordo com a legislação brasileira, acima de 6,0.

2.2.4. Dados

O rendimento final das leiras de compostagem apresentou os seguintes resultados:

Total inicial de resíduos orgânicos compostados:

2.890,67kg.atividade - peso (kg) - porcentagem %.

jardinagem - 956,2-62,4%.

EMPAER - 257 -16,8%.

mudas - 224,25 - 14,6%

frutíferas - 60,11 - 3,9%.

total - 1.532,06 - 100,0%.

total inicial resíduos orgânicos - 2.890,67Kg

100%.total de composto produzido - 1.532,06Kg

- 53%.

A tabela 2 e o gráfico 3 abaixo mostram a quantidade e a distribuição do composto produzido no projeto.

Destino	Peso (kg)	Quantidade de recibos
Frutíferas	60,11	6
Jardinagem	956,2	74
EMPAER	257	3
Hortas	7,5	1
Projetos de pesquisa	27	1
Mudas	224,25	9

Tabela – 2 Quantidade de composto orgânico distribuído

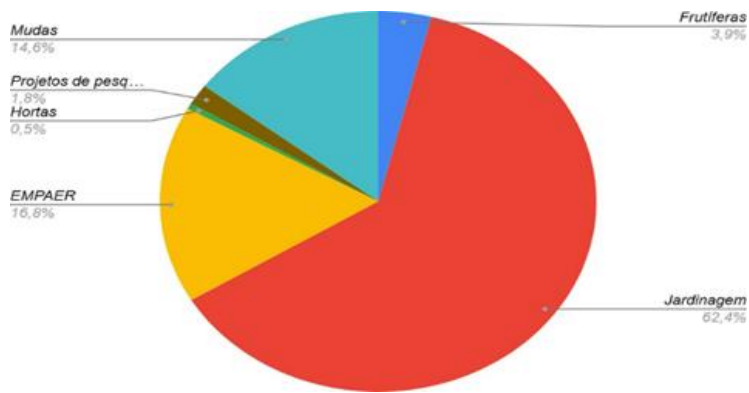


Gráfico – 3 Distribuição de composto

De acordo com os dados apresentados o rendimento final foi de 53%. Essa produção de composto foi distribuída entre a comunidade acadêmica e a comunidade externa, como também postagens nas mídias digitais do LTA/BX/UFCG.

3. Conclusões

O projeto atendeu aos princípios de sustentabilidade preconizados pela agenda da ONU 2030 para melhorias em cidades e comunidades, o composto orgânico produzido a base de podas de árvores e esterco bovino, pode ser utilizado para garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, que aumentem a produtividade e a produção, indo de encontro as metas estabelecidas pela ODS 2, 11, 12 E 15, além de aumentar a renda dos pequenos produtores de alimentos. Ações sustentáveis de reciclagem como a compostagem podem ser uma alternativa de baixo custo adequada para a logística reversa da economia circular, pois permite o desenvolvimento de subprodutos cuja qualidade é válida de acordo com a análise final.

A entrega de 1.532 Kg de composto possibilitou a produção de alimentos na feira de agricultores da EMPAER/PB, utilização em hortas, jardinagem, frutíferas e projetos de pesquisa, otimizando custos, tornando-o assim acessível à população.

Agradecimentos

Dedicamos esse trabalho ao professor Dr Marx Prestes Barbosa in memoriam, pelas grandes contribuições e ensinamentos aos alunos e professores do grupo de pesquisa e extensão da UFCG.

À Probox pelo apoio financeiro e suporte logístico no desenvolvimento das atividades. Às comunidades beneficiárias pelo acolhimento dos produtos, composto orgânico e orientações técnicas no decorrer da vigência.

Referências

CEMPRE, 2000. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado / Coordenação geral André Vilhena. – 4. ed. – São Paulo (SP): 316 p

KIEHL, E. J. Composting manual: maturity and compost quality. 2002.

RAZMJOO, Parvin et al. Determination of an empirical formula for organic composition of mature compost produced in Isfahan-Iran composting plant in 2013. International Journal of Environmental Health Engineering, v. 4, n. 1, p. 3, 2015.

STROM, Peter F. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. Applied and Environmental Microbiology, v. 50, n. 4, p. 899-905, 1985.

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE ABACÁ POR MEDIO DE COMPOSTAJE

Campos-Rodríguez, Roel¹; Brenes-Peralta, Laura Patricia ^{1*}; Jiménez-Morales, María Fernanda¹; Masís Céspedes Joselyn Charlyn ¹

¹Grupo de Gestión Ambiental en Agronegocios. Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica.

*rocampos@tec.ac.cr

Resumen

Estudios en Costa Rica, estiman que la demanda inmediata de abacá (*Musa textilis Née*), para exportación es de 2000 ha y la oferta actual menor de 500 ha, haciendo necesarios programas de incentivo de plantaciones de abacá. Lógicamente se acrecentará la generación de residuos de la planta de abacá, mismos que consisten en restos de tallos, hojas entre otros.

La presente investigación tuvo como objetivo valorizar los residuos de la planta de abacá por medio de compostaje, bajo dos tratamientos, el primero con la técnica Takakura (sustrato inoculador) y el segundo utilizando Pellets de madera.

Cada tratamiento contó con cuatro repeticiones y se midieron las variables temperatura, humedad y pH, por un periodo total de 30 días, de los cuales diez días fueron de reposo del compost. Se realizó un aporte de abacá semanal de tres kilogramos por tratamiento, con un único aporte de sustrato Takakura de 10 kilogramos el primer día del experimento y 0,6 kilogramos de Pellets por cada aporte semanal de abacá, todo lo anterior según investigaciones previas.

Los resultados indican que el tratamiento Takakura presentó temperaturas máximas de hasta 64°C en la fase termófila y promedio de 50°C durante todo el experimento, con humedad entre 50 y 70% y pH cercano a 7, presentado diferencias significativas con el tratamiento de Pellets cuya temperatura promedio fue de 41 °C, humedad final promedio de 62% con pH neutro. Se concluye que ambas formas de compostaje pueden ser adecuadas para valorizar los residuos de abacá.

Palabras clave: compostaje, Takakura, pellets, abacá.

1. Introducción

La *Musa textilis*, también conocida como abacá o cáñamo de Manila, pertenece a la familia Musaceae y surge originalmente de Filipinas, la producción de este cultivo se dio únicamente en este país hasta la segunda guerra mundial. A raíz de esto, grandes empresas se han dado a la tarea de buscar áreas adecuadas para la producción de este cultivo, evidenciándose que países de la franja trópico-húmedo, como Costa Rica, cumplen con las características necesarias para que este producto pueda ser cultivado de manera óptima (Sambonino, et.al, 2017). Esta planta herbácea se caracteriza por la fibra que se extrae de la vaina de sus hojas, y se considerada como un potencial sustituto de la madera para la fabricación de pulpas de papel, debido a que cada fibra está compuesta por células largas y delgadas que cuentan con un alto contenido de lignina con alrededor del 15% de su composición. Este componente determina la dureza de la pared celular, confiriéndole gran resistencia mecánica y resistencia al daño por agua salada (FAO, 2021).

El uso del abacá se ha centrado de manera esencial en la extracción de fibra, que sirve de materia prima para las industrias de papel, pulpa, fibra artesanal, cordeles, entre otros (Parker, 2023), lo que produce un determinado porcentaje de biomasa, desaprovechada en campo.

En la actualidad la labor de cosecha se realiza directamente en cada finca y parte de la biomasa de la planta queda en campo como hojas, parte superior del tallo, peciolos, y racimo; así como un residuo producto del procesamiento. Existe gran potencial para generar subproductos a partir de los residuos, ya que la biomasa lignocelulósica, constituye una fuente alternativa renovable, abundante y económica, con un potencial energético importante, para la producción de una amplia gama de bioproductos a partir del compostaje (Irmak, 2017).

Por tal motivo, los residuos de abacá se pueden incorporar de nuevo al ciclo productivo por medio de un proceso bio-oxidativo de los residuos orgánicos, controlando la temperatura, humedad y aireación, conocido como compostaje (Chaves, et.al, 2019).

El compostaje se puede realizar mediante la técnica Takakura (TK) misma que recurre a microorganismos fermentativos resultantes de cáscaras de frutas, legumbres y algunos derivados lácteos (Campos, et.al,2016). Otra manera es por medio de la utilización de pellets de madera que coadyuvan al mantenimiento de una humedad, temperatura y pH adecuados, lo que favorece la descomposición de los residuos (Brenes, et.al, 2021).

Independientemente de la técnica que se utilice para valorizar los residuos de abacá, es necesario la utilización de conocimientos, procesos tecnológicos y principios biológicos, para obtener bienes sostenibles según lo promulga la bioeconomía (IICA,2020), por medio de estrategias de economía circular donde se dé el aprovechamiento de los residuos biomásicos que se generan producto de la industrialización de la planta de abacá (Campos, et.al,2022). Por tal motivo, el objetivo de esta investigación fue valorizar los residuos de la planta de abacá por medio de compostaje, bajo dos tratamientos, el primero con la técnica Takakura (sustrato inoculador) y el segundo utilizando Pellets de madera.

2. Metodología

El compostaje de los residuos se llevó a cabo en la provincia de Cartago, Costa Rica, en el Campus Central del Tecnológico de Costa Rica, del 22 de agosto al 24 de setiembre del 2022.

2.1 Diseño Experimental

Por medio de un diseño experimental factorial se realizó la investigación, comparando dos tratamientos, Takakura (TK) y Pellets de madera (P), con cuatro repeticiones cada uno. Las variables analizadas fueron temperatura en grados Celsius, porcentaje de humedad y pH, mismas que fueron medidas durante 30 días. Los residuos consistieron en restos de la planta de Abacá, realizando un aporte de abacá semanal de tres kilogramos por tratamiento, con un único aporte de sustrato Takakura de 10 kilogramos el primer día del experimento y 0,6 kilogramos de Pellets por cada aporte semanal de abacá.

Para todos los tratamientos se utilizaron composteras de volteo, mismas que se rotaron todos los días del experimento para asegurar la homogeneidad de la mezcla.

2.2 Análisis de los datos

Se verificó la normalidad de los datos y realizó análisis de varianza de las variables evaluadas aplicando la prueba de Tukey (valor p de 0,05) y utilizando el software Infostat®.

3. Resultados

La Tabla 1 muestra datos promedio para la variable temperatura de los tratamientos Takakura (TKP) y Pellets (PP).

Tabla 1. Temperatura promedio del experimento

Etapa Compostaje	TKP °C	PP °C
Mesófila	34,10	32,68
Termófila	56,02	50,98
Maduración	39,28	34,42

Se visualiza en la Figura 1 la curva de temperatura promedio.

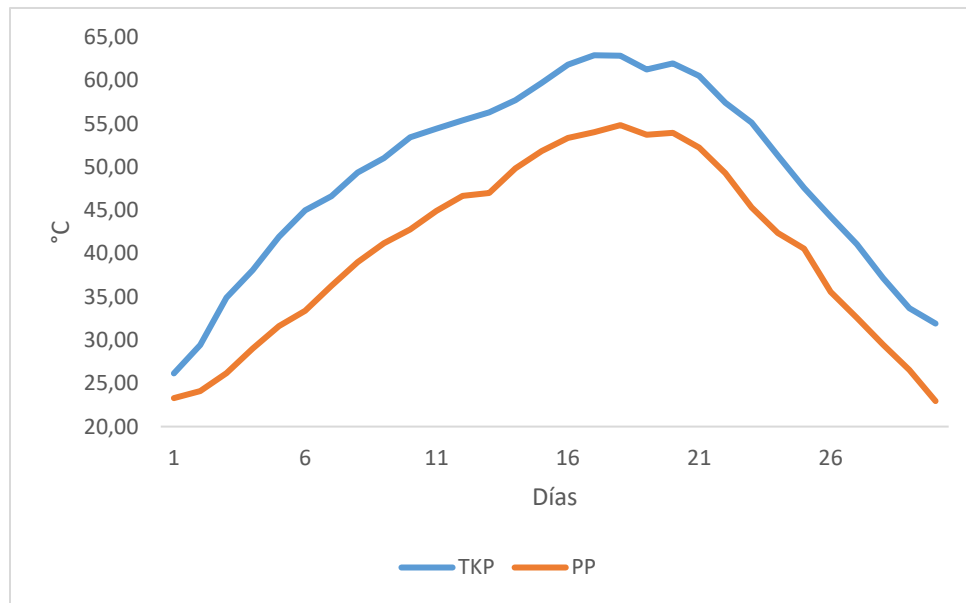


Figura 1. Evolución de la temperatura promedio

La Tabla 2 presenta humedades promedio en el proceso de compostaje para Takakura (TKP) y Pellets (PP).

Tabla 2. Humedades promedio (%) del proceso de compostaje

Día	TKP %	PP %
1	69,35	71,78
7	64,78	65,85
13	61,93	62,85
19	56,51	59,91
25	51,86	57,02
30	45,85	56,13

La Figura 2 muestra la curva promedio de pH durante el experimento.

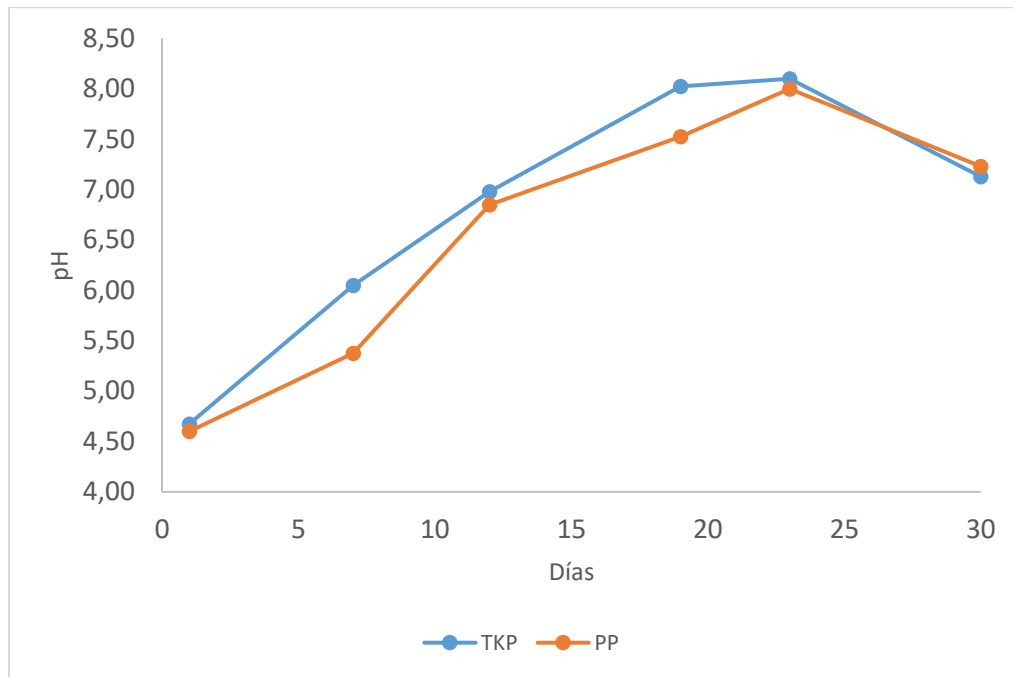


Figura 2. Curva de pH promedio

La Tabla 3 muestra la eficiencia del proceso de compostaje, promediado para cada tratamiento. La misma se obtuvo aplicado la fórmula siguiente:

$$100 - \frac{\text{peso final del material} * 100}{\text{peso inicial del material}}$$

Tabla 3. Eficiencia del proceso de compostaje por tratamiento

Tratamiento	Kg Abacá total	Kg inóculo	Kg de compost obtenido	% Eficiencia
Takakura	12	10	3,5	84,09
Pellets		2,4	3,3	77,08

4. Discusión

Como bien es conocido el proceso de compostaje inicia con la fase Mesófila, obteniéndose una temperatura promedio en este experimento de 26°C para el Takakura (TK) y de 23°C para Pellets de Madera (P). Básicamente corresponden a las temperaturas ambientales al inicio del experimento. Al sexto días los tratamientos TK alcanzaron la fase termófila con temperaturas superiores a los 45°C, mientras que los tratamientos P, superaron la barrera de los 40 grados al día once. Esto se debe a la utilización de microorganismos fermentativos provenientes de cáscaras de fruta o comida fermentada que se utiliza como inóculo en los tratamientos TK.

Durante 19 días los tratamientos TK se mantuvieron con temperaturas superiores a los 45°C alcanzando un máximo de 64°C para la repetición 1 y un promedio de 56°C en todos los tratamientos, mientras que los P,

estuvieron por 12 días en fase termófila con un promedio de 50°C y máxima de 57°C., evidenciándose que el TK logró mantener temperaturas más elevadas, precisamente por el inóculo presente, no solamente mostrando aumentos marcados de temperatura con la incorporación de los residuos de abacá como en el caso de los Pellets. Al final del proceso, las temperaturas descendieron como era de esperarse, sin presencia de lixiviados ni insectos, con olor y color característico de un adecuado proceso de compostaje para ambos tratamientos y en todas las repeticiones.

Las pruebas estadísticas evidencian diferencias significativas ($p=0,0001$) siendo Takakura el que alcanzó mayor temperatura, superando al tratamiento con Pellets.

En cuanto a la humedad, se conoce que un contenido entre 50 a 70% se considera óptimo. Para el caso de los dos tratamientos, la humedad descendió conforme pasaron los días del experimento, esto debido a la evaporación producto del aumento de temperatura dentro de las tómbolas de compostaje. Al día treinta del experimento la humedad en las repeticiones TK oscilaron entre 44,7% a 47,4% con un valor promedio de 45,85% Para el caso de P la humedad promedio final fue de 56%, resultando en diferencias significativas ($p=0,03$). A pesar de que P presenta mayor porcentaje de humedad, se encuentra dentro de los rangos óptimos, siempre y cuando se tome en cuenta que entre menos húmedo esté el material, puede favorecer aspectos como el transporte, debido al menor peso, así como la liberación de lixiviados.

Respecto al pH se evidenciaron tres fases similares para ambos tratamientos, dándose en la primera la liberación de ácidos orgánicos, esto durante 12 días, con valores para TK de 6,98 y de 6,85 para P. Seguidamente el pH aumenta dada la alcalinización, producto de la descomposición, oscilado en ambos tratamientos desde 7,2 hasta un máximo de 8,7, deduciéndose que los aumentos se realizaron de forma progresiva según avanzaba la descomposición del abacá. Durante la tercera etapa cuando se suspendió la adición de abacá el pH para ambos tratamientos comenzó a descender hasta valores promedio de 7,13 para Takakura y 7,23 en Pellets, indicando que el proceso de compostaje se comportó según lo esperado.

En cuanto a la efectividad, realizando un promedio de las repeticiones por tratamiento, el TK alcanzó una efectividad del 84% en comparación del 77% de los Pellets. Esta capacidad de disminuir los residuos de abacá, está asociado al nivel de temperatura alcanzado por los tratamientos, y la humedad registrada, siendo de esperar que el TK fuera más eficiente, con diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,0001$).

5. Conclusiones

Se concluye que los residuos de abacá pueden ser valorizados por medio de compostaje utilizando técnicas como Takakura o Pellets de madera, ya que para el caso de TK se alcanzaron temperaturas promedio en la fase termófila de hasta 56°C con máximas de 64°C, manteniéndose en fase termófila por 19 días, lo que contribuyó a una adecuada descomposición de los residuos de abacá, esto aunado a una humedad y pH adecuados. Los Pellets, aunque alcanzaron temperaturas promedio menores en fase termófila (50°C), de igual manera degradaron los residuos de abacá, por lo que ambas técnicas pueden contribuir a una gestión adecuada de los residuos, desde la visión de la bioeconomía y la economía circular, ya que se aprovechan los subproductos de la cosecha y se puede obtener un material estabilizado que podría servir en la misma plantación de abacá como enmienda al suelo.

Agradecimientos

Se agradece a la Vicerrectoría de Investigación y Extensión y a la Dirección de Posgrados del Tecnológico de Costa Rica, por el apoyo brindado para la ejecución del proyecto que da origen a la presente investigación.

Referencias

- Bioeconomía: potencial y retos para su aprovechamiento en América Central y el Caribe: manual de capacitación / Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. – San José, Costa Rica : IICA, 2020.
- Brenes-Peralta, L., Jiménez-Morales, M.F., Campos-Rodríguez, R. (2021). Food waste valorization through composting and bio-drying for small scale fruit processing agro-industries. INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD, 23(1), In press 2020. <https://doi.org/10.25100/iyc.v23i1.9623>.
- Campos Rodríguez, R., Torres-Contreras, A., Castro-Brenes, A. G., & Calderón-Cerdas, R. (2022). Capacidad productiva de un fertilizante orgánico elaborado a partir de residuos sólidos para el cultivo de lechuga. Revista Tecnología En Marcha, 36(1), Pág. 3–17. <https://doi.org/10.18845/tm.v36i1.5823>
- Chaves-Arias, R., Campos–Rodríguez R., Brenes-Peralta, L., & Jiménez-Morales M. F. (2019). Compostaje de residuos sólidos biodegradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. Revista Tecnología En Marcha, 32(1), Pág 39–53. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i1.4117>
- Irmak, S. (22 de Febrero de 2017). Intechopen. Recuperado el 1 de Diciembre de 2022, de <https://www.intechopen.com/books/biomass-volume-estimation-and-valorization-forenergy/biomass-as-raw-material-for-production-of-high-value-products>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2021. Fibras del Futuro. Abacá. Consultado el: 26 de enero de 2023. Disponible en: <https://www.fao.org/economic/futurefibres/fibres/abaca0/es/>
- Parker, R. (27 de marzo de 2023). Market Expert24. Obtenido de <https://www.techsciresearch.com/report/philippines-abaca-fiber-market/4290.html>
- Sambonino, B., Salavarría, J., Mieles, J., Mata, M. 2017. ANALISIS DEL MERCADO INTERNACIONAL DE LA FIBRA DE ABACÁ, SU OFERTA EXPORTABLE HACIA REINO UNIDO Y SU APOORTE EN EL CAMBIO DE LA MATRIZ PRODUCTIVA. Segundo Congreso Internacional en administración de negocios internacionales. Universidad Pontificia Bolivariana.

REVALORIZACIÓN DEL ALPERUJO MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA Y CO-DIGESTIÓN CON PURINES DE CERDO

Correa, Sandra^{1*}; Llamas, Mercedes²; Passos, Fabiana¹; Feroso, Fernando²; Ferrer, Iveta¹

¹Grupo de Ingeniería y Microbiología del Medioambiente (GEMMA), Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, España

²Grupo de Bioprocesos Aplicados a la Economía Circular, Departamento de Biotecnología de Alimentos, Instituto de la Grasa (CSIC), España

*sandra.correa@upc.edu

Resumen

La falta de prácticas adecuadas para el tratamiento del alperujo compromete la sostenibilidad del sector del aceite de oliva y dificulta el avance hacia una economía circular dentro del mismo. En este estudio, se investigó la digestión anaerobia del alperujo y su co-digestión con purines de cerdo en rectores semi-continuos. Los resultados mostraron que la co-digestión con purines de cerdo incrementó la producción de metano 2,5 veces, lo que se atribuyó al aumento de capacidad tampón, la dilución de compuestos fenólicos y un mayor equilibrio de nutrientes. Además, el balance de energía mostró la viabilidad de escalar este proceso a nivel industrial, mostrando el potencial de una tecnología consolidada como es la digestión anaerobia para el tratamiento del alperujo conjuntamente con otros residuos agroindustriales ricos en nitrógeno.

Palabras clave: Bioeconomía circular, biogás; co-digestión anaerobia; energía renovable; residuos agroindustriales.

1. Introducción

La producción de aceite de oliva es una actividad económica de gran importancia para los países de la cuenca mediterránea. A pesar de ello, a día de hoy, las opciones para la gestión de los residuos generados por este sector continúan siendo limitadas. En España concretamente, principal productor mundial de aceite de oliva, cada año se generan más de 10 millones de toneladas de un residuo conocido como alperujo (ANEO, 2019). Este residuo tiene un alto contenido en materia orgánica y otras características que hacen que resulte fitotóxico, por lo que su aplicación directa en el suelo no es posible. Es por ello que su gestión pasa, principalmente, por el tratamiento en grandes balsas de evaporación y su combustión.

El interés en el desarrollo de alternativas más sostenibles tanto desde un punto de vista ambiental como socioeconómico ha aumentado en los últimos años. La digestión anaerobia se presenta como una alternativa interesante para el tratamiento de residuos orgánicos como el alperujo, a la vez que se genera energía renovable en forma de biogás (CH_4 y CO_2) y un efluente que puede ser utilizado como biofertilizante. La eficiencia del proceso, no obstante, es muy dependiente del tipo de sustrato que se emplee y sus características. En el caso del alperujo, su alta concentración de sólidos y la presencia de lignina, el contenido de compuestos fenólicos, la falta de alcalinidad y una elevada relación C/N, pueden limitar el rendimiento e inhibir parcial o totalmente ciertas etapas del proceso. Una práctica habitual cuando se trabaja con sustratos lignocelulósicos es el empleo de pretratamientos térmicos (Carrère et al., 2016). Sin

embargo, en el caso del alperujo, la mejora del proceso raramente compensa el elevado gasto energético que esto conlleva (Serrano et al., 2021). Es por ello, que además de la mono-digestión del alperujo, la co-digestión con un co-sustrato rico en nitrógeno y generado localmente, como es el purín de cerdo, puede ser de interés.

De esta forma, en este trabajo se evaluó la digestión anaerobia de alperujo y su posterior co-digestión con purines de cerdo. Se analizaron parámetros fisicoquímicos para verificar la efectividad de su tratamiento, la estabilidad del proceso y la producción de metano. Finalmente, a partir de los datos experimentales se calculó el balance energético para estimar la viabilidad de la tecnología.

2. Metodología

2.1 Sustratos

El alperujo empleado en este estudio se obtuvo de una planta de secado ubicada en Marchena (Sevilla), mientras que los purines de cerdo se recogieron en una granja local ubicada en las proximidades. La caracterización fisicoquímica de ambos sustratos se incluye en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del alperujo y el purín de cerdo empleados como sustratos.

Parámetro	Alperujo	Purín
pH	4,6 ± 0,1	6,5 ± 0,1
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	n/a	25,8 ± 1,0
Conductividad eléctrica (mS/cm)	1,41 ± 0,03	1,29 ± 0,02
Sólidos totales (ST) (g/L)	252,6 ± 3,0	374,4 ± 4,7
Sólidos volátiles (SV) (g/L)	236,9 ± 3,1	218,4 ± 10,0
Demanda química de oxígeno (DQO) (g O ₂ /L)	351,2 ± 3,6	263,6 ± 4,6
Demanda química de oxígeno soluble (DQO _s) (g O ₂ /L)	135,4 ± 1,8	52,0 ± 4,9
Ratio C/N	34,59 ± 1,18	16,89 ± 1,17
Nitrógeno amoniacal (g/L)	147,9 ± 7,9	832,9 ± 25,0
Fenoles totales (g ácido gálico/L)	10,18 ± 0,35	n/a
Fenoles solubles (g ácido gálico/L)	4,82 ± 0,58	n/a
3,4-dihidroxifenilglicol (mg/L)	295,80 ± 5,79	n/a
Hidroxitirosoles (mg/L)	2749,65 ± 64,75	n/a
Tirosol (mg/L)	798,63 ± 10,64	n/a

n/a: no aplica

El inóculo anaerobio empleado se obtuvo de reactores semi-continuos alimentados con alperujo pretratado térmicamente ubicados en el Instituto de la Grasa, CSIC (Sevilla). Este inóculo presentaba un pH de 6,75, una alcalinidad de 3.361,6 mg CaCO₃/L, una concentración de sólidos de 27,39 g de ST/L y un ratio SV/ST de 0,81.

2.2. Diseño experimental y operación de los reactores

La digestión anaerobia se estudió empleando dos reactores semi-continuos de 1,7 L de volumen efectivo, inoculados previamente con un lodo adaptado, y ubicados en una cámara termostática. Se empleó una carga orgánica de 1 g SV/L-d, un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 21 días y una temperatura mesofílica (37 °C) en base a estudios previos (Serrano et al., 2017).

Los reactores se purgaron y alimentaron de manera diaria a través de una boquilla situada en la parte superior, y se operaron durante un total de 126 días divididos en dos períodos experimentales: i) mono-digestión del alperujo (del día 0 al 63) y ii) co-digestión con purines de cerdo (del día 64 al 126).

El contenido de CO₂ del biogás producido se eliminaba empleando una solución 3M de NaOH; consecuentemente el metano se registraba por desplazamiento de volumen. El pH y la DQO de los efluentes

se midieron diariamente, mientras que los ácidos grasos volátiles (AGVs) se analizaron tres veces por semana. La alcalinidad, el contenido de sólidos, el nitrógeno amoniacal y la concentración de fenoles se analizaron dos veces por semana.

El rendimiento del proceso se evaluó en términos de biodegradabilidad anaeróbica (% BD, ecuación 1) y rendimiento de eliminación de SV (ecuación 2):

$$\% BD = \frac{mL CH_4 / g SV_{in}}{(350 mL CH_4 / g DQO_{in})(g DQO_{in} / g VS_{in})} \cdot 100 \quad (1)$$

$$\% \text{eliminación SV} = \frac{SV_{out} - SV_{in}}{SV_{in}} \cdot 100 \quad (2)$$

2.3. Técnicas analíticas

Los sólidos totales y volátiles se determinaron mediante el procedimiento 2540G (APHA, 2017). EL pH y la conductividad eléctrica se midieron empleando un pH-metro HACH (modelo MM150 senION+). La alcalinidad se determinó mediante valoración de pH a 4,5 empleando un medidor automático Hanna Instruments (modelo HI901). El ratio C/N se calculó a partir de un análisis elemental llevado a cabo usando un analizador LECO (modelo CH828). El nitrógeno amoniacal se determinó mediante valoración con ácido sulfúrico tras la destilación de las muestras (APHA, 2017). La DQO se midió siguiendo el método de reflujos abierto descrito por Raposo et al. (2008). Los fenoles totales se cuantificaron empleando el método Folin-Ciocalteu (Box, 1983) tras una extracción con una solución de metanol/agua (80:20) usando un espectrofotómetro (Biorad iMark Microplate Reader).

La fracción soluble de los efluentes y sustratos se obtuvo tras centrifugar a 4.700 rpm durante 20 minutos (Digtor 22 - Ortoalresa) y filtrar empleando filtros de disco de 0,45 μm de tamaño de poro. La DQOs, AGVs y fenoles solubles se determinaron a partir de esta fracción. La DQOs se obtuvo por el método colorimétrico 5220D (APHA, 2017). Los AGVs individuales se cuantificaron en un cromatógrafo de gases Shimadzu (GC-2014) equipado con una columna capilar Stabilwax de 30 m x 0,25 mm (i.d.) y un detector de ionización de llama. La temperatura del horno se incrementó de 100 a 150 $^{\circ}\text{C}$ a una velocidad de 4 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$. La concentración de fenoles solubles se determinó de forma análoga a los totales mediante espectrofotometría.

2.4. Balance energético

Los resultados experimentales se emplearon para comprobar la viabilidad del proceso de co-digestión anaerobia del alperujo con purines de cerdo y su escalabilidad a nivel industrial mediante los balances de energía correspondientes. Para ello, se consideró una central de co-generación de 120 kW_e de potencia nominal alimentada con el biogás generado en el digestor anaerobio como se muestra en la Figura 1.

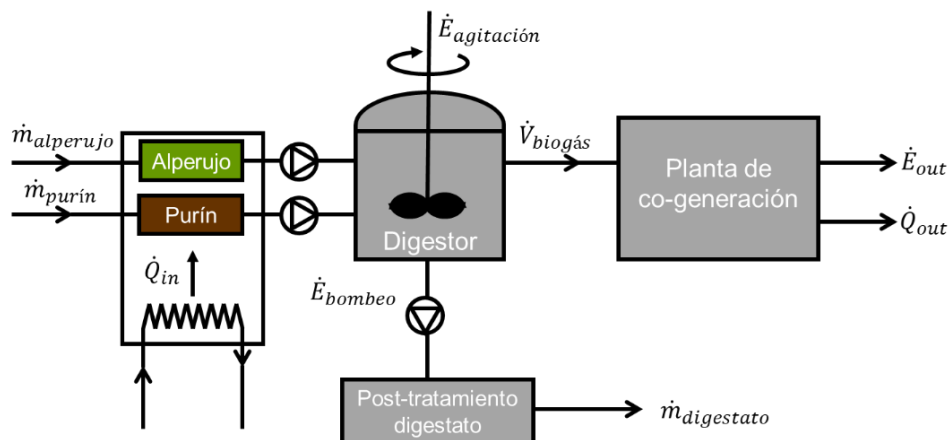


Figura 1. Esquema de la planta de co-digestión anaerobia de alperujo y purines de cerdo y co-generación propuesta.

Para los cálculos, se tuvieron en cuenta los diferentes requerimientos energéticos de la planta. La energía térmica consumida se corresponde con el calor necesario para elevar la temperatura del caudal de entrada al digestor desde 20 °C (temperatura media anual) hasta 37 °C (condiciones mesofílicas). Dentro de los consumos eléctricos se consideró un gasto de 1.800 kJ/m³ para el sistema de bombeo y un gasto de 300 kJ/m³·d para la agitación del digestor.

3. Resultados y discusión

3.1. Mono-digestión anaerobia del alperujo

Los resultados de producción de metano durante el periodo de mono-digestión del alperujo se muestran en la Figura 2a, con una producción media de 51 mL CH₄/g SV. Este valor concuerda con la baja eliminación de materia orgánica (~ 7 %) y la acumulación de SV, alcanzándose un valor de biodegradabilidad anaeróbica del 11 %.

Estos valores de producción de metano son inferiores a los obtenidos por otros autores en ensayos discontinuos, i. e. 300 mL CH₄/g SV (Fernández-Rodríguez et al., 2014), así como empleando reactores semi-continuos, i. e. 200 mL CH₄/g SV (Stoyanova et al., 2017), aunque empleando TRH extremadamente largos (más de 200 días).

La inestabilidad del proceso también se refleja en la caída de los valores del pH dentro de los digestores (5,5 – 6) y la acumulación de AGVs. La concentración de AGVs durante el tiempo de operación se incrementó desde 3.731 mg O₂/L hasta 6.053 mg O₂/L, como se muestra en la Figura 2b. La acumulación de ácidos intermedios es una señal de sobrecarga de los digestores, algo que ocurre con más facilidad para sustratos ricos en carbono biodegradable, como es el alperujo (Yang et al., 2015). El ácido acético (62 %) junto con el ácido propiónico (29 %) fueron los ácidos orgánicos más abundantes en el efluente de los digestores. Así mismo, la concentración de acético alcanzó los 3.520 mg/L, lo que sugiere que todas las rutas de conversión de acetato en metano estaban comprometidas.

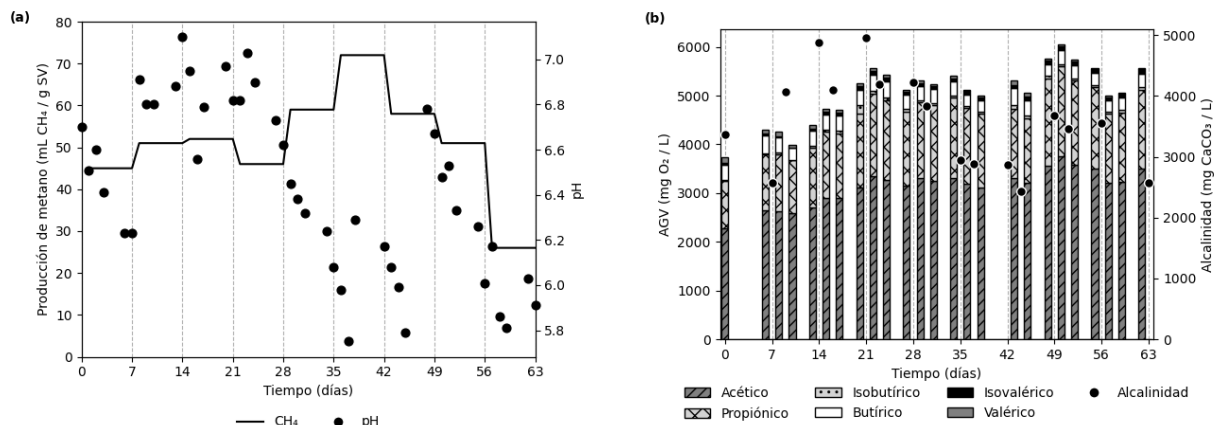


Figura 2. (a) Producción de metano y pH; (b) perfil de ácidos grasos volátiles (AGVs) y alcalinidad durante el periodo de mono-digestión del alperujo.

También se monitorearon las concentraciones de compuesto fenólicos totales y solubles, pero no se detectaron variaciones substanciales a lo largo del periodo experimental. No obstante, la concentración de fenoles totales del sustrato alimentado a los reactores fue 1.885 mg/L, valor superior al límite de 1.500 mg/L reportado en la literatura para la inhibición de la metanogénesis (Chapleur et al., 2016; Monlau et al., 2014), lo que pudo haber contribuido a la inhibición parcial observada en los digestores durante el periodo de mono-digestión.

3.2. Co-digestión anaerobia del alperujo con purines de cerdo

Durante el segundo periodo experimental, los digestores anaerobios se alimentaron con una mezcla de alperujo y purín de cerdo en proporción 2:1 en base a su contenido de sólidos volátiles, manteniendo constantes el resto de parámetros operacionales (carga orgánica de 1 g SV/L·d, TRH de 21 días y temperatura mesofílica).

Una vez alcanzado el estado estacionario (día 98), la producción de metano alcanzó un valor medio de 178 mL CH₄/g SV como se muestra en la Figura 3a, lo que supone un incremento de 2,5 veces con respecto a la etapa de mono-digestión del alperujo. La biodegradabilidad anaeróbica aumentó hasta el 39 %. Estas mejoras se pueden relacionar con el aumento de la capacidad tampón de los digestores por el aporte de alcalinidad del purín. El aumento de la alcalinidad también se refleja en la recuperación de los valores de pH, que al final del periodo experimental se situaban próximos a 7 y en un rango mucho más favorable para la digestión anaerobia.

La concentración de AGVs se redujo paulatinamente hasta alcanzar un valor de 2.200 mg O₂/L (Figura 3b). Se observó una reducción progresiva de la concentración de ácido acético, seguida de un consumo mucho más rápido a partir del día 100 coincidiendo con la recuperación de la producción de metano. Como consecuencia, el ratio entre ácido propiónico y acético se disparó hasta valores superiores a 6. Valores superiores a 1,4 se relacionan con el fallo inminente de los digestores en la literatura, sin embargo, en este caso, podría relacionarse con el súbito consumo de acetato y una cinética más lenta en la conversión del propionato. Por otra parte, este consumo de ácido acético se vio acompañado por la relativa acumulación de ácidos orgánicos de cadena más larga, especialmente valérico e iso-valérico.

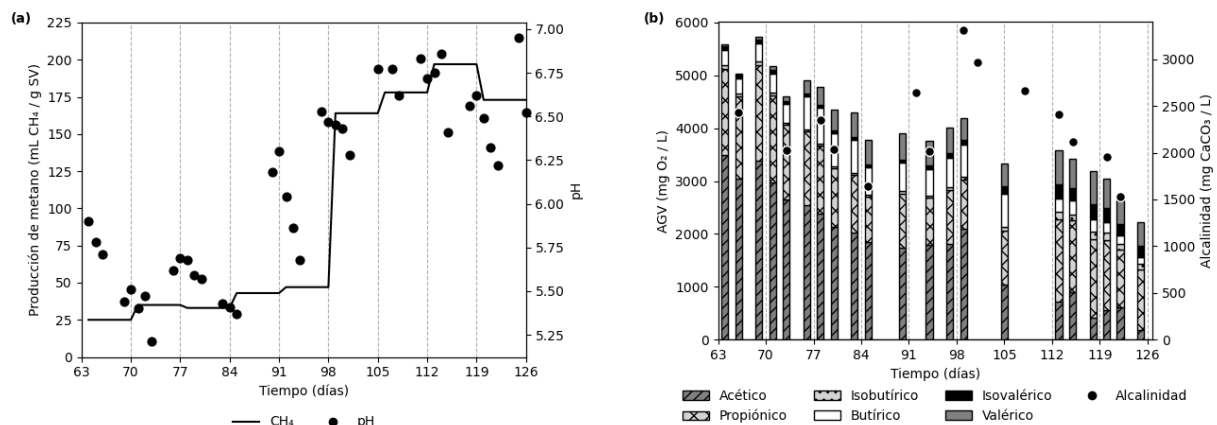


Figura 3. (a) Producción de metano y pH; (b) perfil de ácidos grasos volátiles (AGVs) y alcalinidad durante el periodo de co-digestión del alperujo con purines de cerdo.

Finalmente, la dilución de la concentración de fenoles gracias al uso de purines como co-sustrato se reflejó en un descenso de la concentración de estos compuestos también en el efluente. Esto, conjuntamente con el aporte de nitrógeno y otros nutrientes, así como el aporte de alcalinidad del purín contribuyó a la recuperación de la estabilidad del proceso de digestión anaerobia.

3.3. Balance energético

La Figura 4 muestra los flujos de energía para la planta de co-generación alimentada con el biogás producido a partir de la co-digestión anaerobia de alperujo y purines de cerdo a escala industrial. A partir de los datos experimentales, se estimó una producción anual de 966 Nm³ CH₄/día. Los balances de energía muestran que el sistema planteado sería autosuficiente y además se generaría un exceso de energía.

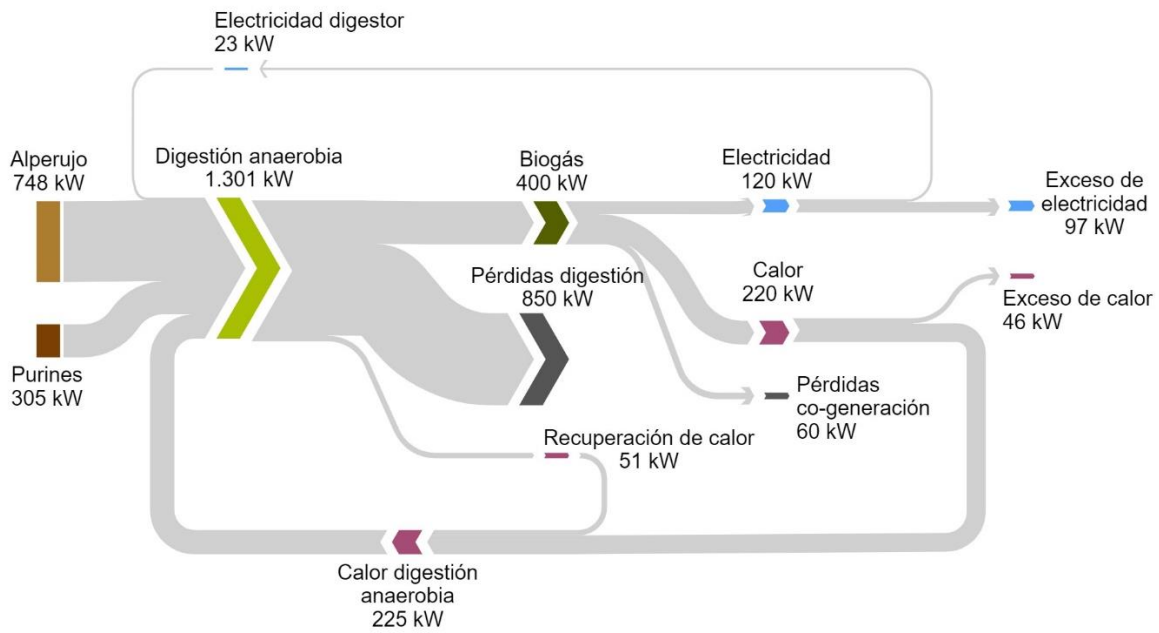


Figura 4. Diagrama de Sankey que muestra los flujos de energía para la planta de co-generación alimentada con el biogás producido a partir de la co-digestión anaerobia de alperujo y purines de cerdo a escala industrial.

Aproximadamente el 19 % de la energía eléctrica se emplearía para cubrir las necesidades eléctricas de la instalación (bombeo y agitación). El exceso de electricidad (778 MWh/año) podría alimentarse a la red. La energía térmica se emplearía en su mayoría para mantener las condiciones mesofílicas del digestor. En exceso de energía (17 %) podría emplearse para cubrir necesidades térmicas de la propia almazara o de industrias cercanas.

Los valores relativamente bajos de producción de metano obtenidos experimentalmente explican las altas pérdidas de exergía del sistema. Las pérdidas del proceso de digestión anaerobia representan aproximadamente el 65 % de la energía aportada. Una parte de estas pérdidas se corresponde con la disipación de calor a través de las paredes del digestor, pero en su mayoría se relacionan con un ratio de bioconversión relativamente bajo para los sustratos y condiciones empleadas.

4. Conclusiones

La naturaleza recalcitrante del alperujo y su alto contenido en compuestos fenólicos son responsables de la inhibición parcial observada en los digestores anaerobios durante la mono-digestión del alperujo. La baja producción de metano junto con la acumulación de AGVs indicó la inhibición de la actividad metanogénica cuando el alperujo se empleó como único sustrato.

La co-digestión con purines de cerdo demostró potencial para la recuperación de reactores parcialmente inhibidos y se plantea como una alternativa a la mono-digestión del alperujo cuando la producción de energía en forma de biogás es el objetivo. La co-digestión mejoró la producción de metano y redujo la concentración de AGVs y fenoles en los digestores. Además, el balance energético mostró la viabilidad técnica de la co-digestión, siendo el proceso no solo autosuficiente, sino capaz de generar un exceso de energía tanto térmica como eléctrica.

Agradecimientos

Este trabajo está financiado por la fundación PRIMA (Proyecto 4BIOLIVE PCI2021-121979). Sandra Correa agradece su beca FI SDUR (2021 FISDU 00057) al Departamento de Investigación y Universidades de la

Generalitat de Catalunya. Fabiana Passos agradece su ayuda María Zambrano 2021 (UP2021-034) al Ministerio de Universidades del Gobierno de España.

Referencias

- ANEO, 2019. El futuro del alperujo en Extremadura.
- APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Box, J.D., 1983. Investigation of the Folin-Ciocalteu phenol reagent for the determination of polyphenolic substances in natural waters. *Water Res.* 17, 511–525. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90111-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90111-2)
- Carrère, H., Antonopoulou, G., Affes, R., Passos, F., Battimelli, A., Lyberatos, G., Ferrer, I., 2016. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresour. Technol.* 199, 386–397. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.09.007>
- Chapleur, O., Madigou, C., Civade, R., Rodolphe, Y., Mazéas, L., Bouchez, T., 2016. Increasing concentrations of phenol progressively affect anaerobic digestion of cellulose and associated microbial communities. *Biodegradation* 27, 15–27. <https://doi.org/10.1007/S10532-015-9751-4/TABLES/1>
- Fernández-Rodríguez, M.J., Rincón, B., Feroso, F.G., Jiménez, A.M., Borja, R., 2014. Assessment of two-phase olive mill solid waste and microalgae co-digestion to improve methane production and process kinetics. *Bioresour. Technol.* 157, 263–269. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.096>
- Monlau, F., Sambusiti, C., Barakat, A., Quéméneur, M., Trably, E., Steyer, J.P., Carrère, H., 2014. Do furanic and phenolic compounds of lignocellulosic and algae biomass hydrolyzate inhibit anaerobic mixed cultures? A comprehensive review. *Biotechnol. Adv.* 32, 934–951. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2014.04.007>
- Raposo, F., de la Rubia, M.A., Borja, R., Alaiz, M., 2008. Assessment of a modified and optimised method for determining chemical oxygen demand of solid substrates and solutions with high suspended solid content. *Talanta* 76, 448–453. <https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2008.03.030>
- Serrano, A., Feroso, F.G., Alonso-Fariñas, B., Rodríguez-Gutierrez, G., Fernandez-Bolaños, J., Borja, R., 2017. Olive mill solid waste biorefinery: High-temperature thermal pre-treatment for phenol recovery and biomethanization. *J. Clean. Prod.* 148, 314–323. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.152>
- Serrano, A., Villa-Gomez, D., Feroso, F.G., Alonso-Fariñas, B., 2021. Is anaerobic digestion a feasible alternative to the combustion of olive mill solid waste in terms of energy production? A critical review. *Biofuels, Bioprod. Biorefining.* <https://doi.org/10.1002/bbb.2159>
- Stoyanova, E., Lundaa, T., Bochmann, G., Fuchs, W., 2017. Overcoming the bottlenecks of anaerobic digestion of olive mill solid waste by two-stage fermentation. *Environ. Technol.* 38, 394–405. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1196736>
- Yang, L., Xu, F., Ge, X., Li, Y., 2015. Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 44, 824–834. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.01.002>

INCIDENCIA DE LOS FACTORES SOCIO-OPERACIONALES EN ALTERNATIVAS DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS EN EL GRAN SANTIAGO

Bustamante-Villena, Cristina¹; Franchi-Arzola, Iván^{1 2*}

¹ Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Nacional Andrés Bello, Chile

² Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Nacional Andrés Bello, Chile

*ivan.franchi@unab.cl

Resumen

A través de los años se ha demostrado diferentes relaciones entre variables socio-operacionales y la conducta a favor del reciclaje. La edad, el género, los ingresos, el nivel educacional, o la participación comunitaria, suelen ser elementos que explican las tasas de reciclaje o recolección selectiva, no obstante, en realidades territoriales donde el reciclaje es incipiente, no es útil hacer extensivas estas relaciones. Por ello se realiza un análisis de las variables socio-operacionales sobre el comportamiento proyectado de la población, es decir, en las opciones que los ciudadanos manifiestan como deseables para realizar en el futuro. Utilizando un análisis multivariable a través de regresiones sucesivas, basada en encuesta a 480 personas en el Gran Santiago, se obtiene que el número de integrantes a nivel familiar y la disponibilidad para instalar compostera domiciliaria, resultan determinantes para la elección de la alternativa de tratamiento de los residuos orgánicos municipales.

Palabras clave: Espacio residencial; Compostaje comunitario; Sur Global; Análisis Multivariable.

1. Introducción

Según el sexto reporte del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2021a), entre los años 2015 y 2019, la tasa de generación de residuos sólidos municipales (RSM) en Chile se incrementó un 8%, llegando a una generación anual de 8,1 millones de toneladas de residuos, de las cuales el 98,2% fue enviado a disposición final (MMA, 2021a). Aquello contrasta con los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 2021), cuyo porcentaje de residuos promedio que es enviado a disposición final es de un 44%.

Del total generado en Chile, en el Gran Santiago, principal zona metropolitana del país, se genera el 39,3% del total nacional de RSM. En lo que respecta a la fracción orgánica, esta constituye la fracción principal de residuos, con un 53% del total de RSM (MMA, 2021). En virtud de lo señalado es que a nivel nacional se han instaurado distintas políticas de carácter estratégico de las cuales, para efecto de esta evaluación, destaca la Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos Chile 2040 (ENRO) y la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040, donde se propone una meta de valorización del 66% de los RSM orgánicos, por medio de distintas vías, desde el nivel domiciliario, comunitario, hasta plantas municipales (MMA, 2021b).

Para el apoyo en las decisiones respecto a la gestión de RSM, es que distintos autores han determinado la existencia de factores que pueden determinar el comportamiento de la población, los cuales pueden ser denominados como económicos, contextuales y no contextuales, dentro de los que se pueden encontrar algunos que son dominantes al momento de inferir el comportamiento de la población (Chaiyarit-Intarasaksit, 2021; Corrado et. al., 2022; Afroz et. al., 2009), sin embargo, a nivel de RSM orgánicos, no se reconocen estudios de carácter predictorio para inferir en el comportamiento de la población, para la toma

de decisión en las alternativas de gestión. De acuerdo con lo mencionado, es que se propone evaluar el efecto de los factores socio-operacionales en el comportamiento esperado de la población para la valorización de RSM orgánicos en el Gran Santiago.

2. Metodología

2.1 Encuesta

Para la evaluación del efecto de los factores socio-operacionales en el comportamiento esperado de la población para la valorización de RSM orgánicos en el Gran Santiago, se realizó encuesta presencial (cara a cara) entre los meses de octubre 2021 y febrero 2022. El instrumento consideraba elementos de caracterización social, operacional, ecológicas y económicas. El tamaño de la muestra es de 480 unidades familiares o viviendas, con un nivel de confianza de 95% y un margen de error de 4,47%.

2.2 Definición de factores

Se realiza una búsqueda de revisión bibliográfica para determinar los planteamiento teóricos respecto a factores que expliquen el comportamiento de la población en términos positivos y negativos respecto al reciclaje y recolección selectiva. Se identifican 21 factores socio-operacionales, de los cuales sólo 15 factores resultan pertinentes a las características del problema del estudio, estos son: género, edad, ingreso mensual, nivel educacional, número de integrantes, estado de empleo, calidad de uso de vivienda, frecuencia de recolección, alguna práctica de separación de residuos, apoyo de municipio, conocimiento de compostaje, superficie de zona libre, superficie permeable, costo extra y lugar de ubicación para compostera.

2.3 Codificación de variables

Una vez identificados los factores socio-operacionales, se relacionaron las variables dependientes e independientes (correspondientes a los factores mencionados). Para la realización de análisis multivariable, es necesario utilizar variables cuantitativas dicotómicas, de esta forma se codificaron aquellas variables discretas de tipo cualitativas en 0 y 1. Sin embargo, aquellas variables que sean de tipo cualitativas categóricas fueron transformadas a variables *dummy*. Para esto fue necesario codificar 11 variables, transformar 5 a dicotómicas y sólo en un caso fue empleado el promedio del intervalo. Finalmente, se procedió a la codificación de la variable dependiente cualitativa categórica a cuantitativa dicotómica, para cual se asignó 0 a la variable compostaje a escala urbana que incluye compostaje domiciliario, compostaje vecinal y compostaje comunitario y, con 1 se asignó la categoría de compostaje en planta privada o municipal.

Una vez definidas las variables, se procedió a su codificación, de tal forma de poder transformar aquellas variables independientes categóricas en cuantitativas, discretas y dicotómicas, para eso que es que se usó la creación de variables *dummy* en 4 casos, mencionados y destacados a continuación:

- a) Variable Género: Se escogió como categórica la opción no determinada, que incluye otros y prefiere no mencionar.
- b) Variable Edad: Se escogió como categórica la opción mayor de 60 años, que incluye las categorías entre 61 y 80 años, además de mayor a 80 años.
- c) Variable educación: Se escogió como categórica la opción básica completa.
- d) Uso de vivienda: Se escogió como categórica la variable otro, que incluye otro y allegado/a.

El resto de las variables categóricas, se clasificaron como 0 y 1, considerando que sus categorías eran sí o no, a excepción de la variable categórica trabajo la cual obtuvo un total 6 categorías, lo que *califica para dejarla como variable cuantitativa, sin necesidad de ser transformada a dummy, debido a que sus categorías*

fueron ≥ 6 (Tessler J, 2022). Además, a la variable ingresos, debido a que se encontraba entre rangos, se calculó el promedio de los rangos para usar esta numeración como variable cuantitativa.

Para la transformación de la variable independiente a dicotómica se designó como 0 compostaje domiciliario y como 1 compostaje a escala urbana.

2.4 Regresiones

Para la realización de regresiones se escogió un modelo de regresión por partes, debido a la gran cantidad de variables, ya que el fundamento de esta regresión es disminuir variables, para ir centrándose en aquellas que generan mayor influencia sobre el modelo (Tessler J, 2022).

Una vez codificadas y transformadas las variables, se procedió a la realización de regresiones univariadas, cuya ecuación corresponde a:

$$Y = Y_0 + bX \quad (1)$$

Se escoge aquella variable que presente mayor R^2 , cuyo valor mide el porcentaje de ajuste al modelo y además un valor de $F > 4$, lo que representa que aquellos datos que se ajustan al modelo, son altamente representativos de este mismo; este valor F fue obtenido a través de un test de Análisis de Varianza (ANOVA). Una vez seleccionado el factor de mayor correlación, se realizó una segunda regresión, en este caso bivariada, cuya ecuación corresponde a:

$$Y = Y_0 + b_1X_1 + b_2X_2 \quad (2)$$

Con el factor encontrado en la regresión univariada más cada uno de los factores restantes y nuevamente se seleccionó el R^2 mayor, con un valor de $F > 4$.

De esta forma una vez seleccionados los dos factores influyentes, se realiza una regresión multivariada, cuya ecuación corresponde a:

$$Y = Y_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k \quad (3)$$

con los 2 factores encontrados, más cada uno de los restantes, nuevamente se selecciona el con mayor R^2 con un valor de $F > 4$ y así sucesivamente hasta que los valores de R^2 sean similares, con el fin de obtener como resultado una regresión multivariable con todas las variables encontradas.

2.4 Análisis de realidad territorial

A partir de los resultados del análisis de regresión se realiza un análisis de correspondencia con las características territoriales de los principales municipios del Gran Santiago, de modo de visualizar incidencia del comportamiento esperado en la realidad específica de la gestión de residuos de las comunas.

3. Resultados

3.1. Realización de regresiones

Ya identificadas y codificadas las variables, se procedió a la realización de las regresiones, donde se obtuvieron un total de 3 regresiones, para la primera regresión se obtuvieron los R^2 y valores F mostrados en la Tabla 1. La variable que presentó mayor R^2 , vale decir aquella que se pudo ajustar de mejor forma al modelo y valor de F, es decir la probabilidad que aquellas variables dentro del R^2 predicen el modelo (Tessler j, 2022); fue *Lugar para compostera*, refiriéndose a que aquellos hogares que poseen una superficie permeable para la instalación de una compostera, prefieren el compostaje domiciliario.

Tabla 1. Resultados de primera regresión. Elaboración propia.

Factores	R ²	F
Género	0,057	0,068
Edad	0,128	2,28
Ingreso mensual	0,088	3,23
Nivel educacional	0,083	0,96
Número de integrantes	0,154	10,09
Estado de empleo	0,043	0,77
Calidad de uso de vivienda	0,110	2,88
Almacenamiento de residuos	0,115	5,64
Alguna práctica de separación de residuos	0,088	3,26
Apoyo de municipio	0,067	1,91
Conocimiento de compostaje	0,003	0,0056
Superficie de zona libre	0,128	6,97
Superficie permeable	0,123	6,42
Costo extra	0,028	0,33
Lugar para compostera *	0,174	13,01

La segunda regresión, corresponde a una de tipo bivariada, la cual se evaluó la variable de mayor correlación (*Lugar para compostera*), junto con las otras variables, cuyos resultados se pueden ver en la Tabla 2. Se puede evidenciar que el mayor R² se obtiene en la variable *número de integrantes*, es decir cuantos integrantes componen el núcleo familiar. Aquello parece concordante con algunos estudios presente en la literatura. Por ejemplo, el caso de Rulli, que señala que usando una correlación (R²) no corregida de 0,4684, a mayor número de integrantes, las familias más se involucran en la separación de residuos, señalando estudios previos dónde se indicaría que esto se debe a la repartición de roles dentro del hogar (Rulli P, 2020)

Tabla 2. Resultados de segunda regresión. Elaboración propia.

Factores	R ²	F
Género	0,178	4,76
Edad	0,20	3,89
Ingreso mensual	0,192	7,90
Nivel educacional	0,189	3,84
Número de integrantes *	0,224	10,85
Estado de empleo	0,177	6,73
Calidad de uso de vivienda	0,197	5,59
Almacenamiento de residuos	0,186	7,40
Alguna práctica de separación de residuos	0,174	6,49
Apoyo de municipio	0,168	6,03
Conocimiento de compostaje	0,157	4,07
Superficie de zona libre	0,198	8,36
Superficie permeable	0,184	7,26
Costo extra	0,159	5,34

De la tercera regresión, la cual se realizó como multivariada, tomando *número de integrantes* y *lugar para compostera*, más cada una del resto de variables, como se observa en la Tabla 3, se obtuvo que es la *edad* la que influye en la decisión de compostaje. En otras palabras, a mayor edad, menor compromiso se tiene con el reciclaje; aquello puede explicarse por ideas preconcebidas respecto a la gestión de los residuos

(Metkel y Wassie, 2019). Sin embargo, al analizar las correlaciones, se observa un bajo aumento del R^2 , lo cual se puede deber a que la regresión final está cercana y las variables ya no son predictoras del modelo (Tessler J, 2022)

Tabla 3. Resultados de tercera regresión. Elaboración propia.

Factores	R^2	F
Género	0,231	5,78
Edad	0,252	5,53
Ingreso mensual	0,232	7,85
Nivel educacional	0,233	4,71
Estado de empleo	0,228	7,56
Calidad de uso de vivienda	0,236	6,08
Almacenamiento de residuos*	0,236	8,16
Alguna práctica de separación de residuos*	0,241	8,45
Apoyo de municipio	0,235	8,09
Conocimiento de compostaje	0,226	7,41
Superficie de zona libre	0,229	7,36
Superficie permeable	0,229	7,36
Costo extra	0,230	7,73

Para la cuarta regresión, también multivariada, con número de integrantes, lugar para compostera y edad, más cada una del resto de variables, como se puede observar en la Tabla 4, se obtuvo que las variables independiente que pueden complementar la explicación con el comportamiento serían *almacenamiento de residuos*, la cual hace referencia al tiempo que están dispuestas las familias a almacenar sus residuos y *alguna práctica de separación de residuos*, haciendo alusión a si los hogares ya realizan alguna práctica de separación de residuos inorgánicos, estas variables se explican por el rechazo a olores o impacto visual del almacenamiento (Oehma et al., 2022) y la aceptación del grupo familiar hacia temas de reciclaje (Rulli P, 2020), respectivamente. No obstante lo anterior, se debe notar que la diferencia de contribución a la correlación global es muy similar entre todas las variables analizadas, sin evidencia un aumento significativo respecto a regresiones previas.

Tabla 4. Resultados cuarta regresión. Elaboración propia.

Factores	R^2	F
Género	0,256	4,10
Ingreso mensual	0,240	5,02
Nivel educacional	0,261	3,74
Estado de empleo	0,258	4,87
Calidad de uso de vivienda	0,258	4,18
Frecuencia de recolección	0,262	5,06
Alguna práctica de separación de residuos	0,263	5,09
Apoyo de municipio	0,261	4,99
Conocimiento de compostaje	0,253	4,67
Superficie de zona libre	0,255	4,76
Superficie permeable	0,255	4,76
Costo extra	0,256	4,79

De acuerdo a los resultados mencionados anteriormente, es que se obtuvo una ecuación multivariada, en la cual se indican más parámetros para definir aquellas variables que sí son significativas, para ello se aplicó una prueba de chi cuadrado, cuyo valor *de t absoluto debe ser mayor o igual a 2* (Tessler J, 2022), para ser considerado dentro de la ecuación, además el *intervalo de confianza debe estar entre 0 y 1 absoluto* (Tessler

J, 2022), de esta forma con los datos presentados en la Tabla 5, se obtiene que aquellas variables que junto con los antecedentes presentados anteriormente, presentan un valor de $p < 0,05$, son número de integrantes y lugar para instalar compostera.

Cabe destacar de las regresiones realizadas que el valor de R^2 es bajo debido a la segregación de las variables, ya que al ser dicotómicas y codificadas con 0 y 1, estas se agrupan en dos extremos de la gráfica, sin embargo al usar un alto valor de F, se nos indica que si bien la agrupación de estas variables no es significativamente predictoría del modelo lineal, debido a su codificación, si aquellas que se ajustan son capaces de explicar el modelo.

Tabla 5. Resultados de datos estadísticos. Elaboración propia

Variable predictoría	Coficiente	Otros datos estadísticos	Probabilidad
Constante	0,84	IC: [0,67 ; 1,02] t: 9,53	1,3455E-19
	-0,043	IC: [-0,07 ; -0,009] t: -2,48	0,01323258
	-0,15	IC: [-2,55 ; -0,060] t: -3,17	0,00159508
	0,13	IC: [-0,01 ; 0,56] t: 1,8	0,06 (para menos de 20)
	0,088	IC: [-0,006 ; 0,068] t: 1,82	0,06
	-0,03	IC: [-0,06 ; 0,074] t: -1,78	0,07

De esta forma es que, de acuerdo a lo presentado, se recomienda para aquellas comunas con una alta densidad habitacional como Santiago, Estación Central, Quinta Normal, Independencia, Providencia, Ñuñoa y San Miguel (INE 2017), considerar esta variable al momento de implementar la alternativa de compostaje domiciliario.

Además, para aquellas comunas, dónde al menos el 80% de las viviendas presentan un núcleo familiar con menos de 4 integrantes, como San Miguel, Quinta Normal, Estación Central, Santiago, El Bosque, Providencia, Macul, Ñuñoa, Vitacura, Las Condes, La Florida y La Reina, se recomienda considerar esta variable al implementar compostaje comunitario.

Sin prejuicio de lo anterior, las recomendaciones anteriores, deben considerar los factores básicos para la instalación de composteras comunitarias, como el dimensionamiento, el manejo de la zona de la compostera y las condiciones del proceso (Gobierno Vasco, 2019).

4. Conclusiones

De acuerdo a los resultados presentados, es que la recomendación de la consideración de la presencia de una zona permeable para instalar una compostera dentro del hogar y el número de integrantes dentro del hogar, puede ayudar fortalecer la toma de decisiones en gestión de RSM orgánicos, ya que en relación a lo presentado dentro de las regresiones realizadas si se observa la significancia de estas variables en la predicción del modelo para la decisión de instalar composteras comunitarias y urbanas.

En relación a las regresiones, es que, de acuerdo a los factores seleccionados en la revisión bibliográfica, al provenir de países que si bien tienen similitud en cuanto a la realidad de sur global, en comparación a la metrópolis del Gran Santiago, carecen en sistemas de gestión de residuos, por lo que la homologación y la adición de factores relacionados a residuos orgánicos, fue fundamental para corregir los datos y obtener mayor relación con aquellos resultados de la encuesta.

Relacionando lo mencionado anteriormente, es que se prescinde en el aumento de este tipo de estudios, de cara a enfrentar las metas de valorización presentadas en las políticas de gestión gubernamentales. Considerando las limitaciones con relación a la falta de información respecto a la literatura presente en la gestión de RSM orgánicos y adicionando el factor educativo ambiental como desafío para los municipios que deseen implementar sistemas de gestión para este tipo de residuos y así agregar la variable compostaje en planta.

Para futuros estudios, recomienda el uso de fuentes primarias que presenten una mayor caracterización respecto a la fracción orgánica, para así obtener resultados más específicos y poder aumentar el número de variables que determinen el comportamiento de la población en el tema.

Referencias

- Afroz, R., Hanaki, K., Tuddin, R., & Ayup, K., 2010. A survey of recycling behaviour in households in Dhaka, Bangladesh. *Waste Management and Research*, 28(6), 552-560.
- Chaiyarit, J & Intarasaksit, P., 2020. Factors influencing appropriate management of household waste in developing country. <https://www.tci-thaijo.org/index.php/APST/index>. (acceso 10/11/2022)
- Chaiyarit, J. & Intarasaksit, P., 2021. Factors influencing appropriate management of household waste in developing country. <https://doi.org/10.14456/apst.2021.6> (acceso 10/11/2022)
- Corrado L., Fazio A. & Pelloni A. Pro-environmental attitudes, local environmental conditions and recycling behavior. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132399> (acceso 15/11/2022)
- Garabito, J. Morales, N. Chávez, A., 2012. Descripción de metodologías del sistema de lombricultura para gestión de residuos sólidos orgánicos.
- Gobierno Vasco, 2019. Guía práctica para el compostaje comunitario. p 22.
- INE, 2017. Resultados Censo 2017. <http://resultados.censo2017.cl>. (acceso 04/12/2022)
- Intarasaksit, P & Pitaksanurat, S., 2018. Factors influencing appropriate management of household hazardous waste in Nakhon Nayok, Thailand: A multilevel análisis. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1536616>. (acceso 15/10/2022)
- Julian A., 2008. *Modern Multivariate Statistical Techniques*. Springer, (2008)(159-191).
- Metkel, A. & Wassie, B. Households' preferences for improved solid waste management options in Aksum city, North Ethiopia: An application of choice modelling. *Cogent Environmental Science*. <https://www.tandfonline.com/loi/oaes20>. (acceso 05/10/2022)
- MMA, 2021a. SEXTO REPORTE DEL ESTADO DEL MEDIOAMBIENTE. Residuos 197-214.
- MMA, 2021b. Estrategia nacional de residuos orgánicos Chile 2040. p 16-22
- MMA, 2021c. Hoja de ruta para un Chile Circular 2040. p 44
- Municipalidad de Providencia, 2022. Providencia recicla orgánico" entregará 1.300 kits en su versión 2022. <https://providencia.cl>. (acceso 12/01/2023)
- Municipalidad de Santiago, 2021. Reciclaje orgánico. <http://www.munistgo.info>.
- Muñoz, E. Franchi, I. Bello, A. López, C. Pinto, O., 2022. Diagnósticos - Comuna de La Pintana. CASOS APLICADOS DE LA METODOLOGÍA PARA LA FORMULACIÓN Y EVALUACIÓN SOCIAL DE PROYECTOS PARA EL MANEJO O GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS Y ASIMILABLES (E11258/2021). Universidad Andrés Bello

- Oehman, M., Babbitt, C. & Flynn, C., 2022. What predicts and prevents source separation of household food waste? An application of the theory of planned behavior. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106492> (04/11/2022)
- Rulli, P., 2020. Factors determining the public receptivity regarding waste sorting: a case study in Surabaya city, Indonesia. *Sustainable Environment Research*, 2020. <https://doi.org/10.1186/s42834-019-0042-3>.
- Sereda L., Flores S. & Thais H., 2022. Panorama of the Brazilian Plastic Packaging Sector and Global Technological Trends: the Role of Developed and Developing Countries in Achieving Environmental Sustainability and a Better Quality of Life Worldwide. <https://doi.org/10.33263/BRIAC133.244> (acceso 02/11/2022)

SESIÓN S3-1

RAEES I



DESCRIÇÃO DA ORGANIZAÇÃO DO DESCOMISSIONAMENTO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS EM COOPERATIVA DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS

Pacheco, Elen Beatriz Acordi Vasques^{1,2*}; Silva, Ana Paula da Costa da³; Lima, Yasmin de Fátima Chaves³

¹Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano/Programa em Ciência e Tecnologia de Polímeros, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

²Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

³Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

*elen@ima.ufrj.br

Resumo

O percentual de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) que são coletados e encaminhados à reciclagem ainda é pequeno. As cooperativas de catadores de materiais recicláveis, pautadas na economia solidária, surgem como uma alternativa para amenizar o baixo percentual de reciclagem de REEE. Contudo, no Brasil, as cooperativas ainda funcionam de forma precária e, portanto, necessitam de ferramentas para o aprimoramento da gestão de seus processos. Diante deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo descrever e discutir a gestão e seus processos. Foram apresentadas técnicas de mapeamento de processos como diagrama SIPOC, Fluxograma de processos e Mapofluxograma de processos. Por meio do fluxograma do processo proposto, sugere-se a inclusão das etapas de separação dos REEE por categoria, pesagem e registro de entradas e saídas. As técnicas de mapeamento de processo podem permitir à cooperativa a realização do descomissionamento de REEE de forma mais eficiente, ou seja, com o aumento do fluxo de materiais e melhorias nas condições de trabalho dos cooperativados.

Palavras chave: resíduos de equipamentos eletroeletrônicos; descomissionamento; cooperativa de catadores de materiais recicláveis

1. Introdução

Assuntos intrínsecos aos Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) destacam-se na sociedade e decorrem principalmente do acelerado desenvolvimento tecnológico ocasionado pelas intensas mudanças no modo de produção e consumo dos equipamentos eletroeletrônicos (EEE). Estes possuem vida útil cada vez menor, atrelado, principalmente, a obsolescência introduzida pelo fabricante e ao desejo por parte do consumidor, de um de produto mais moderno, o que gera um descarte mais rápido dos EEE, fato que eleva a taxa de geração de REEE.

Dado o exposto, muitos empreendimentos econômicos solidários têm sido criados como alternativas para a diminuição dos REEE ao meio ambiente. Estes empreendimentos são estimulados pela formação de cooperativas de catadores de materiais recicláveis, corroborada pela Lei 12.305 (Brasil, 2010) que compõe a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil.

As cooperativas de catadores de materiais recicláveis são uma iniciativa coletiva, composta por colaboradores auto gerenciados, denominando-se, no Brasil, Economia Solidária (GUTIERREZ & ZANIN, 2013). Caracterizam-se por empreendimentos que trabalham com o conceito de auto responsabilidade por parte de seus integrantes. No Brasil, são responsáveis pela realização das operações de coleta e triagem de materiais recicláveis e utilizam os resíduos recicláveis como meio para obtenção de renda (Rodrigues, 2017). As coletas são realizadas de maneira tradicional, ou sob demanda, promovendo o desmonte do equipamento e venda das peças para comerciantes ou empresas interessadas.

O objetivo principal das cooperativas, além da geração de renda para os cooperativados, é a fundamentação da promoção efetiva de proteção do meio ambiente. As consequências ambientais promovidas pela proteção são perceptíveis, começando pela quantidade de materiais que deixam de ser dispostos em aterros sanitários e passam a ser recuperados, o que diminui a sobrecarga sobre o meio ambiente para obtenção de matéria-prima. Ademais, esses empreendimentos introduzem os cooperativados tanto no processo de coleta como no processo de logística reversa dos REEE, uma vez que os catadores de materiais recicláveis são os principais responsáveis pelo retorno desses resíduos ao setor produtivo (Carvalho, 2015).

Tendo em vista as dificuldades enfrentadas pelas cooperativas de catadores de materiais recicláveis de REEE referente à organização de seu processo de descomissionamento, o presente trabalho tem como objetivo geral descrever e discutir as etapas desse processo, e com objetivo específico, propor melhorias para sua execução com a sugestão do uso de modelo de organização em seu processo de descomissionamento por meio do mapeamento de processos e organização do espaço físico da unidade produtiva.

2. Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos

Os Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE) podem ser definidos como: “aqueles que dependem de corrente elétrica ou campo eletromagnético para funcionar, bem como aqueles que geram, transferem ou medem correntes e campos magnéticos” (Carvalho e Xavier, 2014).

Os REEEs possuem em sua composição diversos materiais que se caracterizam por ser fonte de recursos que possuem alto valor agregado como exemplo ouro, prata, paládio e platina. Geralmente os REEE são divididos em materiais metálicos, cerâmicos e poliméricos que podem ser encontrados em diferentes proporções de acordo com o equipamento, período de fabricação e marca do produto. Além disso, este tipo de resíduo é conhecido por conter materiais de alta periculosidade como mercúrio, berílio, índio, chumbo, cádmio e antimônio. Além destes, possuem os metais como cobre, alumínio, níquel, estanho, zinco, ferro, entre outros. Já os materiais cerâmicos presentes nos REEE constituem principalmente os capacitores dos equipamentos eletrônicos (Shinkuma e Huang, 2009).

Devido à grande quantidade e pluralidade dos componentes envolvidos na fabricação dos EEE, alguns destes resíduos possuem certas peculiaridades, a extração dos distintos componentes, acaba exigindo um método diversificado quando comparado a outros tipos de resíduos. Deste modo, sua fragmentação para processamento e possivelmente reciclagem, promovem uma maior complexidade nas etapas de recolhimento e tratamento, quando comparados a outros resíduos recicláveis, como as latas de alumínio, garrafas de vidro, papelão entre outros (ABDI, 2013). Assim, as características específicas dos REEE causadas por suas peculiaridades justificam a exigência de procedimentos específicos de desmontagem.

3. Cadeia de reciclagem de REEE

A Logística Reversa (LR) possui um conjunto de procedimentos, informações, controles, monitoramentos de eficiência, que englobam o processo desde sua origem até seu consumo final. O principal objetivo é a reagregação de valor e uma destinação para o tratamento e disposição final mais adequada, fato que gera benefícios no âmbito social e ambiental (Brito, 2004; Monteiro, 2013).

A cadeia de reciclagem é realizada por organizações que atuam nas atividades de coleta, separação (triagem), fracionamento, recuperação, armazenamento e processamento desses materiais, tornando-se cada vez mais importante, principalmente nas grandes cidades, onde ocorre maior geração de resíduos.

A etapa de coleta inicia-se logo após o produto ser descartado pelo consumidor, seja por defeitos estruturais ou por obsolescência estética ou tecnológica. Essa etapa torna-se determinante para o bom desempenho das etapas posteriores da reciclagem (Albuquerque, 2013).

Após a coleta, a etapa de pré-processamento consiste na triagem, ou seja, a verificação se o equipamento apresenta alguma funcionalidade, posteriormente, seguirá para as etapas de reuso ou remanufatura. Em caso de não conformidade, seguirá para o desmanche, onde transcorrerá a separação dos componentes dos REEE que possuem valor agregado, geralmente, acontece de forma manual e com auxílio de algumas ferramentas a fim de otimizar as etapas subsequentes da cadeia. Além de agregar valor no momento da venda, essa etapa é realizada por empresas especializadas ou por cooperativas que já têm experiência e treinamento no descomissionamento dos REEE

4. Metodologia

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa exploratória por proporcionar, segundo Gil (2010), “maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-lo mais explícito”. Caracteriza-se também como pesquisa descritiva por apresentar a descrição das características do fenômeno de estudo.

Neste estudo, foi feita uma análise da organização do processo de uma cooperativa de catadores de materiais recicláveis. A pesquisa desenvolvida explorou ferramentas estratégicas como: o Mapeamento de processos, através da elaboração do SIPOC, do Fluxograma, do Mapofluxograma e controle de processo.

5. Resultados

5.1. Identificação de métodos para organização de processo produtivo

As etapas envolvidas desde a geração dos REEE até sua acomodação final ambientalmente adequada, dentro do processo de descomissionamento dos REEE realizado por cooperativas de catadores de materiais recicláveis, consistem nas etapas de coleta de materiais, descarga e disposição por tipo de REEE (aparelho televisor, computador, impressoras etc), teste dos equipamentos para avaliação da funcionalidade, desmontagem, triagem, conserto e armazenamento dos componentes triados para posterior comercialização (Lobato e Lima, 2010).

A análise do processo produtivo em uma organização possibilita a melhoria do gerenciamento das etapas envolvidas, resultando em um fluxo produtivo mais eficiente (Pinho *et al.*, 2007). Para isto, Hunt (1996) recomenda a técnica de mapeamento de processos.

O mapeamento de processos, segundo Cheung e Bal (1998), é uma técnica fundamentada no processo, promovendo organizações por meio de diagramas, de forma a orientar as fases de avaliação e desenvolvimento do processo. Com o mapeamento de processos, as ações que aumentam a eficiência dos processos podem ser diagnosticadas, como a criação de sinalizadores de desempenho e a efetivação das melhorias sugeridas (Ottoboni e Pagni, 2003).

Existem diversas técnicas de mapeamento com inúmeros desdobramentos. Na organização de processos produtivos de cooperativas de REEE, podem ser aplicadas a técnica de fluxograma e a técnica de mapofluxograma, duas das principais técnicas apontadas por Leal (2003) e Mello e Salgado (2005) em suas pesquisas.

Por Fluxograma

O fluxograma é uma ferramenta que permite analisar os fluxos de trabalho e identificar pontos a serem aperfeiçoados, após sua análise, se pode maximizar as etapas que agregam valor e garantem sua execução, considerando as atividades indispensáveis ao processo. A partir do momento da criação de um fluxograma de processos, sua utilização é sugerida, sempre que houver modificações nas etapas do processo (Scartezini, 2009).

Com a técnica de mapeamento, se pode ilustrar o fluxo de materiais, levando em conta as etapas da operação e, por meio de linhas e setas, demonstrar a sequência das diversas atividades que podem ocorrer no processo. A técnica ilustra as linhas de fluxo, na área em que a atividade se desenvolve, as linhas evidenciam o sentido e a direção de deslocamento e os símbolos do fluxo do processo estão inseridos nas linhas para indicarem o que está sendo operacionalizado.

Por Mapofluxograma

O mapofluxograma é a técnica que representa o fluxograma de processos em um espaço físico, processo que se desenvolve seguindo uma sequência, usualmente construído sobre a planta baixa da área de trabalho em escala (Pinho, 2007). Alinhado ao fluxograma de processos, além de possibilitar a identificação da movimentação física das atividades inerentes ao processo no interior da área de trabalho, a técnica de mapeamento auxilia a análise dos postos de processos inseridos no layout do processo (Batista *et al.*, 2006).

Assim, a técnica de mapofluxograma permite uma visão espacial do processo produtivo, existente ou proposto, auxiliando na análise da disposição de equipamentos, e dos postos de processos no espaço físico na área de trabalho, possibilitando a identificação de pontos a serem melhorados na composição do arranjo físico da instalação produtiva (Camarotto, 2006). Em geral, os possíveis ajustes identificados através da análise do mapofluxograma são: pontos de cruzamentos de fluxos, localização dos pontos de armazenamento em relação aos postos de operação e expedição, direção do fluxo de materiais em relação a sua frequência e longos transportes entre atividades que pertencem as etapas sequenciais (Batista *et al.*, 2006).

Pelo controle de entradas e saídas

Além das técnicas de mapeamento de processo apresentada, existe o *Supplier Input Process Output Customers* (SIPOC), ora traduzido, significa *Fornecedor, Entrada, Processo, Saída e Clientes*. No entendimento de Yamanaka (2013), a constituição do SIPOC é útil para apontar as interfaces que ocorrem entre as áreas distintas, como identificar os encarregados pelas etapas, e de que maneira, atuam para que o processo seja operacionalizado. O fornecedor é o responsável por iniciar o processo, provendo as entradas que correspondem a cada insumo utilizado no processo, que serão transformados. Processos são métodos utilizados para converter entradas em saídas. As saídas são os produtos, serviços ou solicitações, de maneira geral, feitas por parte dos clientes (Mello e Salgado, 2005).

A utilização do SIPOC caracteriza os componentes do projeto de melhoria de processos de maneira antecipada, sendo imprescindível para o funcionamento da organização. Fazer o mapeamento do processo, segundo Scartezini (2009), é extremamente importante para as organizações, deste modo, podem-se analisar os problemas e aprimorar suas rotinas de trabalho. Contudo, para que uma unidade produtiva realize o trabalho de forma eficiente, após realizado o mapeamento do processo, deve-se aplicar o fluxograma elaborado a um bom arranjo físico. Ou seja, o layout deve ser capaz de comportar o fluxo de processos sem causar perda de eficiência.

5.2. Recomendações para aplicação das ferramentas no processo produtivo de uma cooperativa

Na proposta de organização de mapeamento de processos, os fluxogramas podem ser estudados em três etapas: chegada do REEE no galpão, desmontagem e triagem dos componentes. Na elaboração dos mapofluxogramas devem ser considerados os macroprocessos, que ocorrem no espaço físico da unidade

produtiva. Os mapofluxogramas mostram como as etapas do processo proposto ocorrem dentro do espaço físico do galpão, assim como a proposta de organização do Layout.

O processo inicia-se com recebimento ou a coleta dos REEE. Na cooperativa, os REEE geralmente são descarregados em galpão onde ocorre o descomissionamento.

A saída é constituída por placas de circuito impresso, cabos, plásticos, sucata de ferro, alumínio, fios, entre outros. Esses componentes são vendidos para os clientes que, em geral, são sucateiros, empresas de reciclagem e empresas de tecnologia.

Recomenda-se que os cooperativados mantenham o galpão organizado em tempo integral, uma vez que facilita a organização e a efetiva implementação do processo de descomissionamento.

Os REEE podem ser armazenados em recipientes para posterior teste e desmontagem. As ferramentas devem ser acomodadas e organizadas no final da utilização, de preferência, perto das mesas de trabalho, otimizando o processo da próxima desmontagem, além de evitar a perda de ferramentas, mantendo as mesas de trabalho livres para a próxima operação.

6. Conclusões

Atualmente as cooperativas esbarram na falta de estrutura, organização e capacitação adequada de seus colaboradores, o que gera uma má gestão tornando o trabalho mais complexo e menos rentável. Nesse sentido, o presente trabalho iniciou a discussão sobre uma proposição de um modelo organizacional e chama atenção para necessidade de capacitação dos cooperativados a fim de tornar o processo mais seguro, ágil, economicamente viável e ambientalmente sustentável. Com isso, se espera uma maior organização do espaço físico demonstrado através de Mapofluxogramas, com a finalidade de modificar o ambiente interno organizacional da cooperativa.

Busca-se otimizar o gerenciamento dos processos para que, a partir da organização das etapas do processo de descomissionamento dos REEE, os fluxos de desmontagem sejam maiores, gerando maior lucro à cooperativa e aos cooperativados e que permitam melhor aproveitamento dos REEE, gerando componentes que estejam melhor desmontados e, conseqüentemente, entregando aos recicladores materiais em maior quantidade e qualidade.

Como este assunto é pouco explorado na literatura, para estender e qualificar a discussão, sugere-se estudos científicos acerca da importância da profissionalização das cooperativas para melhor gestão de processos que envolvem REEE e como a profissionalização dos processos podem tornar empreendimentos economicamente viáveis e ambientalmente promissores

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referencias

ABDI - AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL, 2012, Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos - *Análise de Viabilidade Técnica e Econômica*, Brasília - Brasil. http://www.resol.com.br/textos/dwnl_1362058667.pdf (Acesso 18/02/2023).

Albuquerque, V.B.S, 2013, Gestão de resíduos eletroeletrônicos: a cadeia de reciclagem na cidade do Rio de Janeiro. Dissertação M.Sc., PUC-Rio, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. <https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/30245/30245.pdf> (Acesso 18/02/2023).

- Batista, G.R., Lima, M.C.C., Gonçalves, V.S.B., Souto, M.S.M.L., 2006. "Análise do processo produtivo: um estudo comparativo dos recursos esquemáticos". *XXVI Encontro Nacional de Engenharia de Produção*, pp 1-9, Fortaleza/CE. <https://docplayer.com.br/72523146-Analise-do-processo-produtivo-um-estudo-comparativo-dos-recursos-esquematicos.html> (Acesso 18/02/2023).
- Brasil, 2010, Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 - Instituí a Política Nacional de Resíduos Sólidos. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm (Acesso 18/02/2023).
- Brito, M.P., 2004. *Managing Reverse Logistics or Reversing Logistics Management?*. Tese de D. Sc., Erasmus University Rotterdam, Rotterdam.
- Camarotto, J.A. (2006). *Projeto de Unidades Produtivas* Apostila. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. <https://docplayer.com.br/7443039-Projeto-de-unidades-produtivas-apostila.html> (Acesso 18/02/2023).
- Carvalho, C.M.B.; Xavier, L.H., 2014. *Gestão de resíduos eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade*. Rio de Janeiro: Elsevier.
- Carvalho, D.C., 2015. *Gestão e gerenciamento de resíduos de equipamento eletrônicos: o campus central da UFRN em análise*. Dissertação M.Sc., Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Natal, RN, Brasil. https://repositorio.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/20479/1/DacifranCavalcantiCarvalho_DISSERT.pdf (Acesso 18/02/2023).
- Cheung, Y.; Bal, J., 1998. "Process analysis techniques and tools for business improvements." *Business Process Management Journal*. v. 4, n. 4, p. 274-290. <https://doi.org/10.1108/14637159810238174>.
- Gil, A.C., 2010. Como elaborar projetos de pesquisa. 5. ed. *Atlas, São Paulo*.
- Hunt, V.D., 1996. *Process Mapping: How to Reengineer your Business Process*. Nova Jersey: John Wiley & Sons.
- Leal, F. (2003). *Um diagnóstico do processo de atendimento a clientes em uma agência bancária através de mapeamento do processo e simulação computacional*. Dissertação MSc, Universidade Federal de Itajubá,. <https://docplayer.com.br/2741644-Um-diagnostico-do-processo-de-atendimento-a-clientes-em-uma-agencia-bancaria-atraves-de-mapeamento-do-processo-e-simulacao-computacional.html> (Acesso 18/02/2023).
- Lobato, K.C.D., Lima, J.P., 2010. Caracterização e avaliação de processos de seleção de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica de mapeamento. *Eng. Sanit. Ambient.*: v.15; n.4; pp.347-356; out/dez. <https://www.scielo.br/j/esa/a/Vs3FM7mbfcNNcbpddKDSrCx/?format=pdf&lang=pt> (Acesso 18/02/2023).
- Mello, C.H.P., Salgado, E.G., 2005. Mapeamento dos processos em serviços: estudo de caso em duas pequenas empresas da área de saúde. *Encontro Nacional de Engenharia de Produção ENEGEP*, Porto Alegre. <https://docplayer.com.br/5959104-Mapeamento-dos-processos-em-servicos-estudo-de-caso-em-duas-pequenas-empresas-da-area-de-saude.html> (Acesso 18/02/2023).
- Monteiro, J.M., 2013. *Logística Reversa: Uma proposta de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos nos Setores Comerciais*. Tese M. Sc., Universidade de Brasília. <https://docplayer.com.br/4674163-Logistica-reversa-uma-proposta-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos-nos-setores-comerciais-milton-jonas-monteiro.html> (Acesso 18/02/2023).
- Ottoboni, C., Pagni, T.E.M., 2003. A importância do mapeamento de processos para a implementação do Balanced Scorecard. *Encontro Nacional de Engenharia de Produção, ENEGEP*, Ouro Preto, Minas Gerais.

- Pinho, A.F., Leal, F., Montevechi, J.A.B., Almeida, D.A., 2007. Combinação entre as técnicas de fluxograma e mapa de processo no mapeamento de um processo produtivo. *Encontro Nacional de Engenharia de Produção*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil. https://abepro.org.br/biblioteca/enegep2007_tr570434_9458.pdf (Acesso 18/02/2023).
- Rodrigues, L.M., 2017. *Contribuições para o Inventário Social do Ciclo de Vida dos Resíduos Eletroeletrônicos na Cidade do Rio de Janeiro*. Dissertação M.Sc., COPPE/UFRJ. <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/protegeer/biblioteca/ContribuiessparaoinventriodoCiclodeVidadosResduosOrganicosProvenientesdaColetaDomiciliarnaCidadedoRiodeJaneiro.pdf> (Acesso 18/02/2023).
- Scartezini, L.M.B., 2009. *Análise e Melhoria de Processos*. Goiânia. <https://siseb.sp.gov.br/arqs/GE%20B%20-%20An%C3%A1lise-e-Melhoria-de-Processos.pdf> (Acesso 18/02/2023).
- Shinkuma, T., Huong, N.T.M., 2009. The flow of e-waste material in the Asian region and a reconsideration of international trade policies on e-waste. *Environmental impact assessment review*, v.29, pp. 25-31. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.04.004>.
- Yamanaka, N.N., 2013. Mapeamento de processo de supply chain para implantação do SAP. *XXXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção e as Parcerias Globais para o Desenvolvimento Sustentável dos Sistemas Produtivos*, Salvador, Bahia, Brasil. <https://silo.tips/download/mapeamento-de-processo-de-supply-chain-para-implantacao-do-sap> (Acesso 18/02/2023).

¿CÓMO INFLUYE EL DISEÑO DE UN PRODUCTO EN LA MEJORA DE SU FIN DE VIDA? APLICACIÓN A CAFETERAS DE CÁPSULAS

Blanco-Espeleta, Eduardo²; Bovea, María D.¹; Pérez-Belis, Victoria²

¹INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España, bovea@uji.es

²PRINS, Departamento de Proyectos de Ingeniería, Universitat Politècnica de València, Valencia, España, vicprebe@dpi.upv.es

Resumen

La reparación de un producto frente a su sustitución por uno nuevo, es una estrategia que permite extender su vida útil, aumentar la eficiencia de los recursos y reducir la cantidad de residuos sólidos. Esta mejora del fin de vida centrada en la reparabilidad es, además, una de las medidas propuestas en el Plan de Acción de Economía Circular de la Comisión Europea en el marco de diseño de productos sostenibles. En el caso de pequeños aparatos eléctricos y electrónicos domésticos, existe una mayor tendencia en su sustitución prematura frente a su reparación, debido tanto a su coste (en general, no muy elevado) como al desconocimiento del fallo presentado. Ello hace que los consumidores opten por su sustitución frente a su reparación. Tomando como caso de aplicación las cafeteras de cápsulas de uso doméstico, este estudio propone analizar cómo influye el diseño de las mismas en la mejora de su reparabilidad, y por tanto de su fin de vida. Para ello, se toma una muestra representativa de modelos existentes en el mercado y se analiza cada uno de ellos desde la perspectiva de su arquitectura interior, modularidad, sistemas de desensamblaje/ensamblaje, acceso a componentes prioritarios, índices de reparación, etc. De esta forma, se obtiene información para poder realizar una propuesta de recomendaciones de diseño que mejoran la circularidad de las cafeteras, y que evitan que se conviertan en residuos de forma prematura.

Palabras clave: reparabilidad, PAEE, cafetera, desensamblaje, índice de reparabilidad, componente prioritario

1. Introducción

Desde el punto de vista de la jerarquía de residuos (European Commission, 2018), la preparación para la reutilización es prioritaria ante otras opciones de gestión de residuos, siendo la reparación una estrategia para ello. También el Plan de Acción de Economía Circular (COM 98, 2020), en el ámbito de diseño sostenible, promueve la reparación de los productos como estrategia para reducir el consumo de recursos y la generación de residuos.

Además, desde la perspectiva del “derecho a reparar” (European Parliament, 2022) se plantean una serie de iniciativas para incentivar la reparación de los productos, incluyendo legislación, requisitos de diseño ecológico para los productos relacionados con la energía y medidas para que el contexto económico sea más favorable a la reparación. Los requisitos de diseño ecológico, que hasta la fecha estaban orientados a mejorar la eficiencia energética de los productos, han de incorporar, a partir de ahora, también aspectos relativos a la eficiencia de los materiales (durabilidad, reparabilidad, posibilidad de ampliación o mejora y reciclado). Y estos nuevos aspectos han de poder comunicarse a los consumidores, de la misma forma que actualmente se comunica el nivel de eficiencia energética (European Commission, 2022).

Para ello, y tomando como base la norma EN 45554 (2020) relativa a la capacidad de reparación, reutilización y actualización, se han desarrollado recientemente diferentes métodos para medir el nivel de reparabilidad de los productos. Estos métodos consideran aspectos relativos a la arquitectura del producto, tiempo de desensamblaje, piezas de repuesto, etc. (Blanco-Espeleta et al., 2021a). Sin embargo, hasta la fecha, son pocos los fabricantes que apuestan por incorporar aspectos de durabilidad y reparabilidad en el diseño de sus productos.

Pero si se quiere que un producto pueda ser reparado al finalizar su vida útil, es necesario considerar estos requisitos en las primeras etapas de diseño del mismo. El diseño del producto debe facilitar el desmontaje lo que puede reducir el tiempo y, en consecuencia, el costo asociado con las actividades de reparación significativamente. (Bracquené et al., 2018). De ahí que se deba diseñar bajo los principios de la economía circular, facilitando la tarea de reparación, sustitución o actualización de componentes.

El presente estudio analiza el impacto del diseño en producto y cómo influye en la mejora de su fin de vida, con el objetivo de identificar los aspectos de diseño que podrían mejorar su reparabilidad. Para ello se obtiene el índice de reparabilidad de cuatro cafeteras del mercado, y se identifican las diferencias relacionadas con su diseño. Se concluye con una propuesta de diseño que da solución a las carencias identificadas en el diseño de las cafeteras de mercado.

2. Método

Este estudio se centra en el análisis de la influencia del diseño de un producto en la mejora de su fin de vida gracias a la mejora de su índice de reparabilidad, como estrategia de extensión de vida para evitar su contribución a la generación de residuos. Para ello, se propone una metodología en cinco etapas, tal y como muestra la Figura 1.

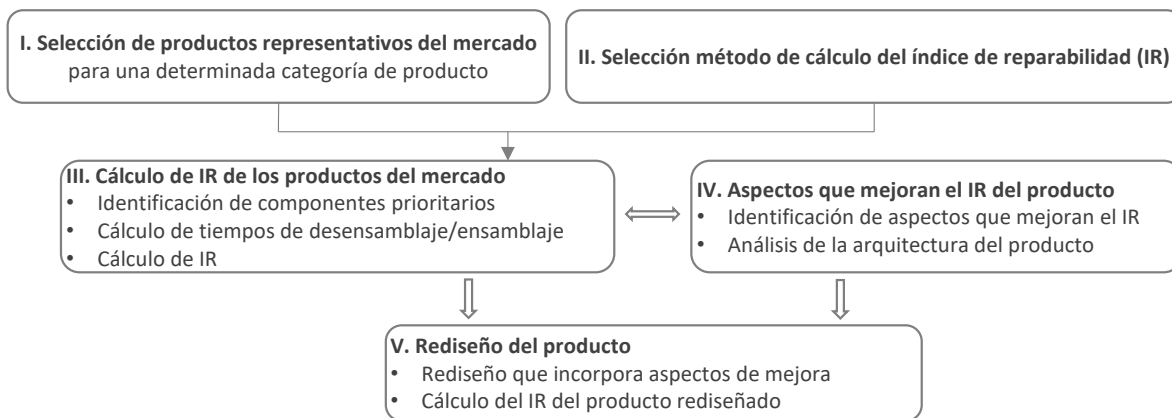


Figura 1. Metodología

Esta metodología general se aplica en este estudio a cafeteras de cápsulas. Tras la selección de varios modelos del mercado representativos de esta categoría de productos (I), se selecciona y aplica un método para medir el nivel de reparabilidad de las mismas (II y III) e identificar los aspectos de diseño que ayudarían a mejorarlo (IV). Teniendo en cuenta estos resultados, se propone el diseño de una nueva cafetera a nivel conceptual que incorpora las mejoras identificadas y se calcula su índice de reparabilidad con el fin de demostrar que lo mejora y que, por tanto, el nuevo modelo incorpora estrategias que evitan que el producto se transforme en residuo de forma prematura, por no ser reparable (V).

3. Resultados

3.1 Selección de cafeteras de cápsulas representativas del mercado

Las cuatro cafeteras analizadas se muestran en la Figura 1. Su elección se ha basado en los siguientes criterios: modelos con mayores ventas en el mercado y que utilizan diferentes sistemas de carga de las cápsulas de café: aluminio (C1), plástico (C2), pads (C3), plástico y aluminio (C4).



Figura 2. Cafeteras seleccionadas para el caso práctico

3.2. Selección del método de cálculo del índice de reparabilidad

A raíz del marco normativo vinculado con el “derecho a reparar” (European Parliament, 2022), se han desarrollado en los últimos años diferentes métodos para analizar el nivel de reparabilidad de productos: ONR 192102 (Komitee 157, 2014), AsMeR (Bracquené et al., 2018), Repair Score System (Cordella, Alfieri & Sanfelix et al., 2019) o el Índice de reparabilidad de Francia (Ministère de la Transition écologique, 2021), entre otros. Éstos han sido analizados y comparados por Dangal et al. (2022) o Blanco-Espeleta et al. (2021a), entre otros.

A partir de las conclusiones de Blanco-Espeleta et al. (2021b), se selecciona el método AsMeR como método de evaluación del caso de estudio, ya que es un método semicuantitativo, utiliza criterios que abarca aspectos variados del proceso de reparación a lo largo de la vida de un producto, y es fácil de aplicar gracias a la utilización de rúbricas para la asignación de puntuación de cada criterio (0-2-5-10). Se compone de 24 criterios ordenados en 5 etapas según el proceso de reparación (Identificación del producto, Diagnóstico de fallos, Desensamblaje y reensamblaje, Reparación y reemplazamiento y Restauración de las condiciones de trabajo), y tres etapas según el criterio de reparabilidad (Información suministrada, Diseño de Producto y Servicio). La puntuación máxima a obtener es de 164 puntos y el Índice de Reparabilidad se calcula como porcentaje de la máxima puntuación, y se expresa en escala de 1-100 en porcentaje. Este método requiere la identificación previa de componentes prioritarios (componentes con mayor probabilidad de fallo crítico (EN 45554, 2020) y el cálculo de tiempos de desensamblaje mediante la aplicación del método eDIM (Peeters et al., 2018).

3.3. Cálculo del IR de cafeteras de cápsulas representativas del mercado

3.3.1. Identificación de componentes prioritarios

La identificación de los componentes prioritarios se ha hecho en base a la información de tres fuentes: cinco bases de datos de reparaciones proporcionadas por Open Repair Alliance (2022), iFixit (2022), y entrevistas telefónicas a centros de reparación en España.

A partir de ellas, se ha calculado el porcentaje promedio de reparaciones de cada componente de la cafetera, seleccionándose los diez que fallan con mayor frecuencia y que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Componentes prioritarios con mayores reparaciones

Componentes prioritarios	Reparaciones (%)	Componentes prioritarios	Reparaciones (%)
Bomba de agua	11,1 %	Interruptor	6,3 %
Manguera	10,9 %	Junta tórica	6,1 %
Acondicionamiento café	8,3 %	Condensador	4,6 %
Filtro	7,5 %	Caldera	4,5 %
Depósito	6,7 %	Placa electrónica	4,0 %

3.3.2. Cálculo de tiempos de desensamblaje y ensamblaje

Se llevó a cabo un análisis exhaustivo de desensamblaje y ensamblaje de cada una de las cafeteras de cápsulas seleccionadas y se determinaron los tiempos de desensamblaje y ensamblaje de los componentes prioritarios para cada una de ellas (Figura 3), basándose en la aplicación del método eDiM (Peeters et al., 2018).

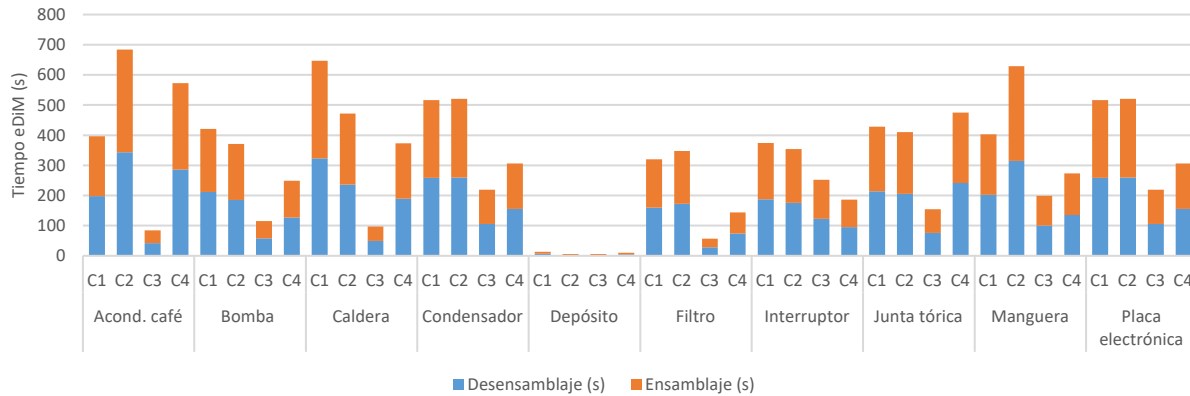


Figura 3. Tiempos de desensamblaje de los componentes prioritarios, según eDiM.

3.3.3 Cálculo de Índice de reparabilidad

A partir de la información recopilada en las dos subsecciones anteriores, se aplicó el método AsMeR a cada una de las cafeteras, obteniéndose los índices de reparabilidad detallados en la Figura 4. Los resultados se muestran desglosados por proceso de reparación (vértices del pentágono) y por criterio de reparabilidad (líneas).

Se observa que el índice de reparabilidad se encuentra en un rango entre 44% y 50%, por lo que existe margen de mejora.

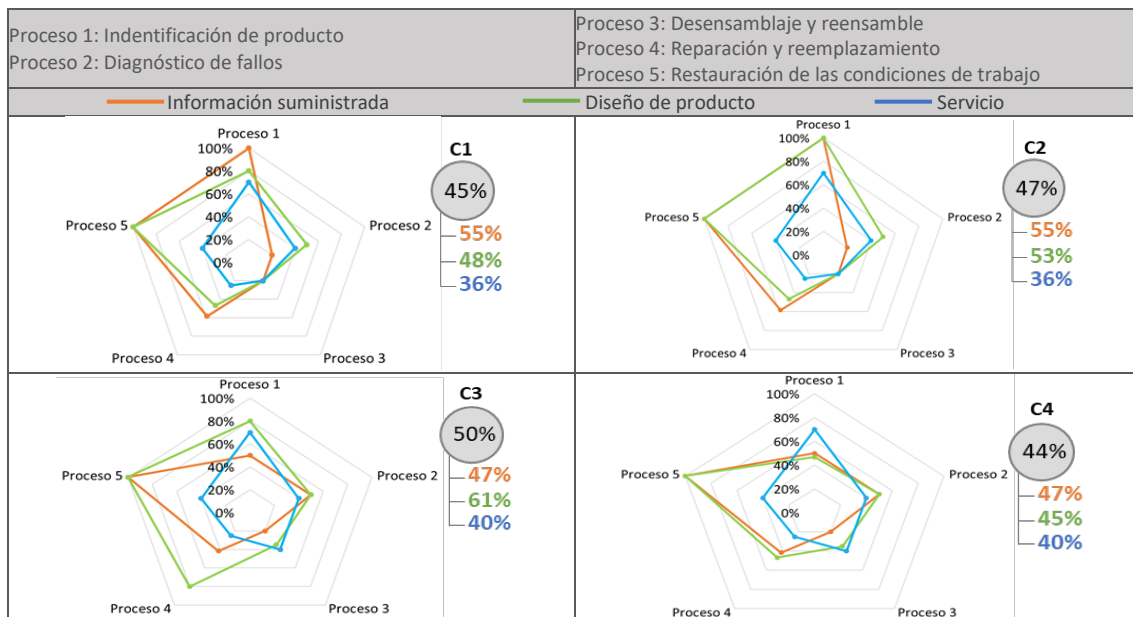


Figura 4. Índice de reparabilidad según el método AsMeR

3.4. Análisis de aspectos de diseño que mejoran el índice de reparabilidad

3.4.1. Análisis de aspectos que mejorarían la puntuación del índice de reparabilidad de cafeteras

En la metodología AsMeR, los criterios que evalúan el diseño del producto son:

- Accesibilidad de la identificación. La accesibilidad de la identificación se ve perjudicada en el producto C4 al encontrarse tras el depósito de agua, imposible de visualizar sin retirar con anterioridad el componente.
- Robustez de la identificación. En las cafeteras analizadas dicha información se encuentra impresa en una etiqueta pegada en reverso del producto para C1 y C3, en el caso de C2 viene impresa, aspecto que aumenta la probabilidad de que el etiquetado permanezca en el producto durante toda su vida útil.
- Diseño para la detección de fallos. Los modelos analizados en la medida de lo posible, incorporan un código de colores o luces visible desde los interruptores de encendido.
- Diseño para el desmontaje. Es el parámetro con mayor porcentaje de importancia en AsMeR, igualado únicamente por el suministro de repuesto y disponibilidad, accesibilidad y coste de repuestos. Tanto para C1 como para C2, los tiempos parciales de reparación suponen más del 30% del tiempo reparación total calculada con la herramienta cuantitativa eDIM. Los productos C3 y C4 no superan el 29%.
- Herramientas necesarias. Para todos los modelos las herramientas utilizadas son herramientas estándar incluidas en la lista B del método AsMeR (lista de herramientas estándar extraída de EN 45554, 2020).
- Diseño modular. Sólo en la cafetera C3 el remplazar los componentes prioritarios no involucra sustituir ningún otro.
- Diseño estandarizado. En ninguno de los casos el 100% de componentes prioritarios es estándar.
- Diseño para el restablecimiento tras la reparación. Los cuatro modelos incorporan la función de restablecimiento de fábrica mediante los interruptores de encendido.

3.4.2. Análisis de la arquitectura del producto

La facilidad de desmontaje es uno de los criterios con mayor porcentaje de importancia en el método AsMeR. Una correcta organización de los componentes del producto facilita dicho proceso, reduciendo la profundidad de desensamblaje de cada componente; es decir, el número de pasos necesarios hasta llegar a él. La Figura 5 muestra la arquitectura interna de cada cafetera analizada.

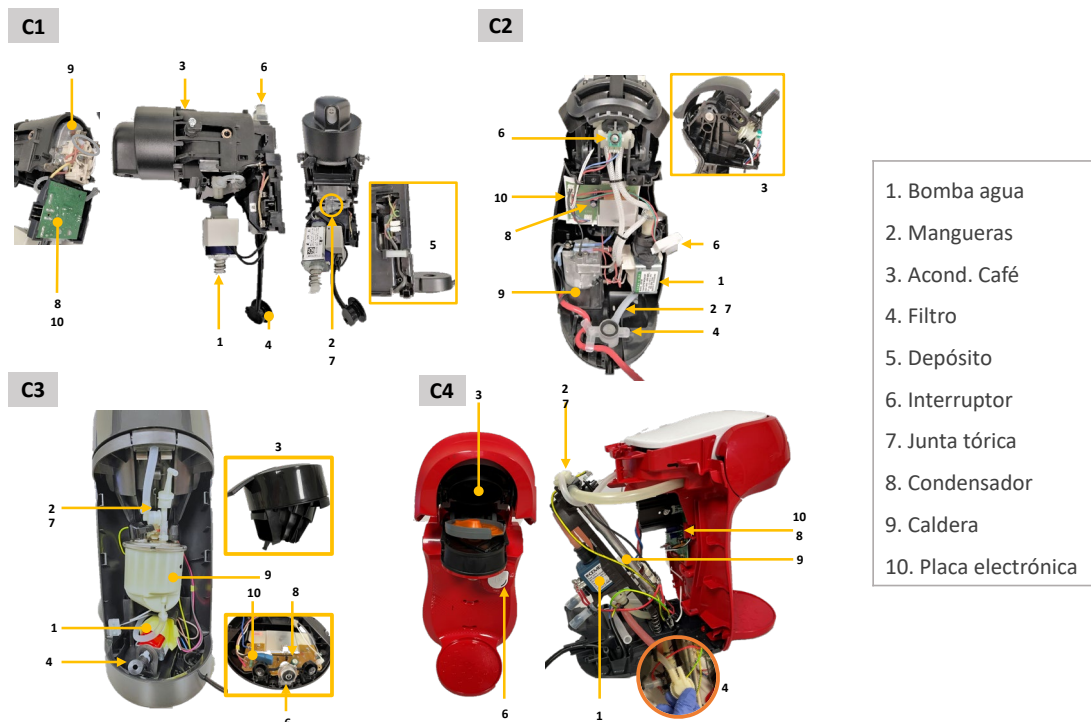


Figura 5. Estructura interna C1, C2, C3 y C4

La cafetera C1 adquiere una distribución horizontal de sus componentes. Todo se encuentra conectado y dependiente del cuerpo superior del sistema de acondicionamiento, presentando además tapas sobre algunas de sus partes. En las cafeteras C2 y C3, la organización interna sigue una estructura vertical. En ambas, sobre la carcasa exterior delantera, de abajo a arriba se acoplan todos los componentes importantes del aparato. Acceder a su interior conlleva menor número de pasos que en el caso de la C1. En C2 y C3 se simplifica el sistema de protección y carcasa. Presentan diferencias en la localización del circuito impreso, resultando más accesible en la C3.

La arquitectura interna de la C4 es muy similar a C2 y C3, pero en este caso, los componentes siguen una distribución en diagonal alrededor de una caldera alargada. La disposición de componentes en C4 facilita la identificación de las partes prioritarias, pero su compleja arquitectura involucra mayores tiempos de desensamblaje.

3.5. Rediseño del producto

3.5.1. Rediseño que incorpora aspectos de mejora

Se ha propuesto un rediseño (Figura 6) teniendo en cuenta las propuestas de mejora obtenidas en la sección 3.4.

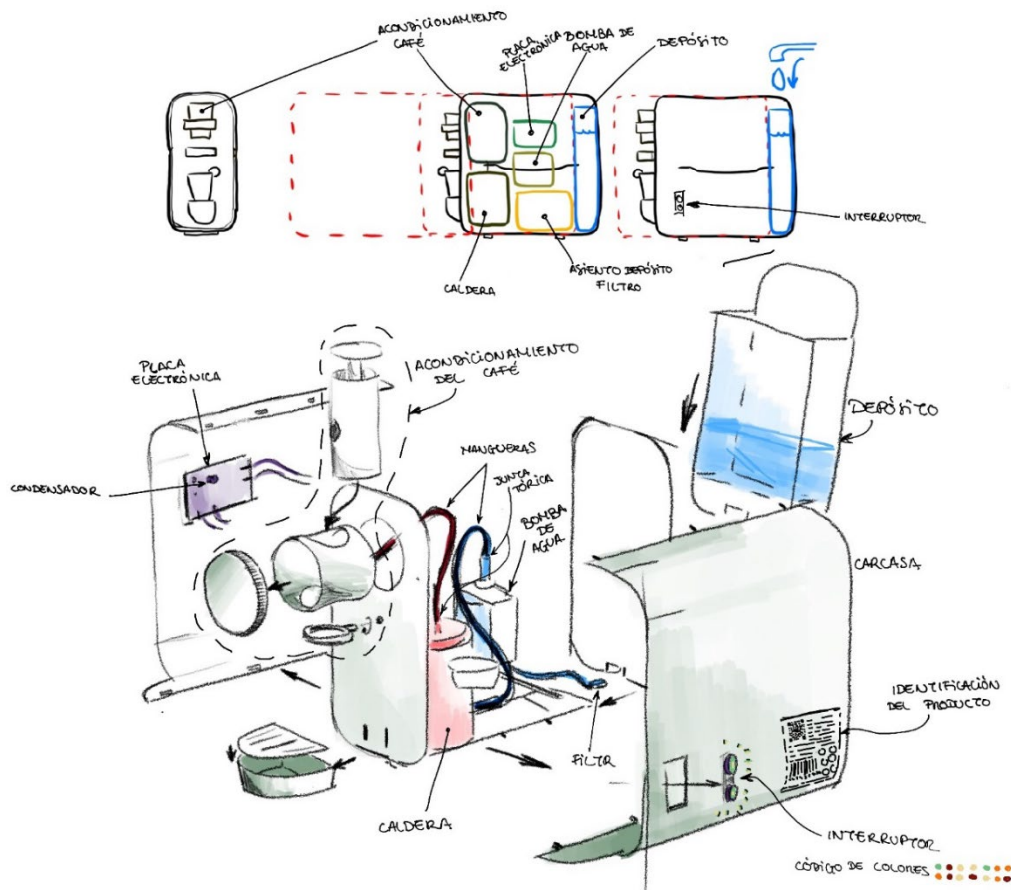


Figura 6. Boceto a nivel conceptual del rediseño propuesto.

Concretamente, el rediseño incorpora las siguientes mejoras:

- Diseño modular, con una arquitectura horizontal y una ordenación intuitiva de componentes.
- La organización interna de la cafetera permite que, retirando tan solo un componente, la carcasa derecha, se acceda a la mayoría de los componentes prioritarios de la cafetera: la bomba de agua se ensambla sobre la carcasa trasera, la caldera sobre la carcasa delantera y el circuito impreso sobre la

carcasa izquierda. La caldera y la bomba son sujetadas al sistema mediante elementos que se adaptan a su forma. En consecuencia, se posibilita en un futuro, poder reemplazar estos componentes sin importar la forma y geometría de los nuevos que se ensamblen. La disposición de sus componentes de la cafetera reduce al mínimo el uso de terceras piezas y elementos de unión.

- Se incorpora la información impresa de la cafetera en un lateral del cuerpo principal. Se añade un código QR, facilitando así la obtención de manuales de usuario y guías de diagnóstico de fallos y reparación. Se mejora el diagnóstico de fallos con códigos de colores en los dos interruptores que incorpora.

3.5.2. Cálculo del índice de reparabilidad del rediseño

Se ha calculado el tiempo de desensamblaje mediante la aplicación del método eDiM y el índice de reparabilidad mediante el método AsMeR para la cafetera rediseñada, obteniéndose 547,2 s y 89%, respectivamente. Por lo tanto, el rediseño mejora el índice de reparabilidad entre 39% y 45% con respecto al de las cafeteras de mercado analizadas.

4. Conclusiones

Este estudio ha demostrado que la arquitectura interna de los productos, y de forma específica de las cafeteras de cápsulas, y la organización de sus partes prioritarias es crucial si se quiere facilitar la tarea de reparación, y por tanto aumentar su vida útil y evitar que pasen a ser residuos prematuramente.

Como propuesta de recomendaciones de diseño para futuros modelos de cafeteras de cápsulas, éstos han de maximizar su grado de modularidad y agrupar los componentes de un mismo sistema en módulo; utilizar uniones estándar que faciliten la accesibilidad, bien para reparar o para sustituir los componentes; evitar el uso de uniones fijas o de un solo uso y que contenga gran parte de componentes estandarizados.

El presente estudio abre la vía a futuros desarrollos, como la creación de herramientas que guíen a los diseñadores en las primeras fases del diseño a la obtención de productos bajo las premisas de la economía circular y del derecho a reparar.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Conselleria de Innovación, Universidades, Ciencia y Sociedad Digital de la Comunitat Valenciana (España) FPI (CIACIF/2021/141), la financiación para realizar este estudio.

Referencias

- Blanco-Espeleta, E., Pérez-Belis, V., Bovea, M.D., 2021a. Measurement of the level of reparability of electric and electronic devices. Review and case study, in: Proceedings of the International Congress on Project Management and Engineering. pp. 778–791.
- Blanco-Espeleta, E, Pérez-Belis, V., Bovea, M.D., 2021b. Índices de reparabilidad de productos: aplicación a cafeteras de cápsulas, in: Proceedings of the IX Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. pp. 305–310.
- Bracquené, E., Brusselaers, J., Dams, Y., Peeters, J., De Schepper, K., Duflou, J., Dewulf, W., 2018. Repairability criteria for energy related products Study in the BeNeLux context to evaluate the options to extend the product life time Final Report. Procedia CIRP 80, 536–541.
- COM 98, 2020. A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- Cordella, M., Alfieri, F. & Sanfelix, J. 2019. Analysis and development of a scoring system for repair and upgrade of products - Final report. Joint Research Centre, Technical reports, European Commissions

- Dangal, S., Faludi, J., Balkenende, R., 2022. Design Aspects in Repairability Scoring Systems: Comparing Their Objectivity and Completeness. *Sustain.* 14. <https://doi.org/10.3390/su14148634>
- EN 45554, 2020. General methods for the assessment of the ability to repair, reuse and upgrade energy-related products.
- European Commission, 2022. Ecodesign and Energy Labelling Working Plan 2022-2024. Communication from the Commission.
- European Commission, 2018. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste.
- European Parliament, 2022. Right to Repair, European Parliament.
- iFixit, 2022. iFixit. URL: <https://www.ifixit.com/>
- Ministère de la Transition écologique, 2021. Instructions manual for the calculation of the repairability index of electrical and electronic equipments.
- Open Repair Alliance, 2022. Open Repair Alliance. URL <https://openrepair.org/>
- Peeters, J.R., Tecchio, P., Ardente, F., Vanegas, P., Coughlan, D., Duflou, J.R., 2018. eDIM: further development of the method to assess the ease of disassembly and reassembly of products - Application to notebook computers. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

CONHECIMENTO TEÓRICO E PRÁTICO DAS ENGENHARIAS DA UFCG PARA RECUPERAÇÃO DE ELETROELETRÔNICOS E INCLUSÃO DIGITAL.

Emerson Segundo de Lima¹; David Henrique da Silva Minervino²; Rafael da Silva Morais²; José Víctor Macedo de Matos¹; Gilberlando Gomes da Silva¹; Luiza Eugenia da Mota Rocha Cirne^{1*} (coordenadora);

¹Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos – GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

²Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos – GPRS, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil

*luiza.eugenia@professor.ufcg.edu.br

Resumo

Em todo o mundo o lixo eletrônico é um problema não apenas nos dias atuais, mas também do futuro. É crescente o descarte de computadores, televisões, notebooks, celulares, baterias e periféricos por vários motivos: quebra do equipamento, defeito eletrônico, obsolescências programada e perceptiva, e etc. Neste sentido, é de grande importância a recuperação e a promoção da meta-reciclagem. Neste processo, os conteúdos tecnológicos contidos nos objetos descartados são recuperados e retornados ao uso, promovendo consciência ambiental e inclusão digital à comunidade. Classificados como resíduos perigosos Lei 12.305/2010, a recuperação de eletroeletrônicos requer cuidados com manuseio e conhecimentos específicos para sua recuperação e meta-reciclagem. Com isso, este trabalho teve como objetivo promover ações de extensão e inclusão digital utilizando os conhecimentos dos alunos da instituição advindos das engenharias, ambiental, agrícola, elétrica, e da informática. Os equipamentos recebidos foram advindos de setores diversos, que após vistoriados, seguiram para análise especializada com os alunos. A participação de alunos com conhecimentos em eletroeletrônica foi fundamental para recuperação e meta-reciclagem dos equipamentos, promovendo a participação interativa de áreas distintas da engenharia e estudo teórico/prático para cada problema. Os consertos e reparos ocorreram desde a troca de peças, substituição de componentes elétricos e eletrônicos danificados, limpeza e formatação. Através de inscrição prévia, alunos, professores, servidores, agentes de limpeza e comunidade em geral, foram beneficiados através do projeto realizado em um período de seis meses.

Palavras-chave: Palavras-chave: Extensão; Metarreciclagem; Engenharias.

1. Introdução

A tecnologia e sua constante evolução, é fato, promove diversos benefícios para humanidade, proporcionando inúmeros recursos e possibilidades para a sociedade evoluída. Comunicação a distância, sistemas automáticos, acesso a informação instantânea, são fatores que proporcionam facilidade desenvolvimento de tarefas e conforto individual. Porém, juntamente a isso, o acúmulo de resíduos eletrônicos e eletrônicos surge, provocando inúmeros problemas (Santos et al.,2013).

A legislação Brasileira, a Lei Federal nº 12.305/10, que trata da política nacional de resíduos sólidos, estabelece a responsabilidade dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, o cidadão e titulares de serviços de manejo dos resíduos sólidos urbanos na Logística Reversa dos resíduos e embalagens.

Segundo Celinski et al. (2011) o grande acúmulo de lixo tecnológico não foi algo previsto pelo setor industrial ou mesmo sociedade. A obsolescência em grande escala foi causada pelo grande avanço das tecnologias,

encurtando a vida útil dos equipamentos. Desta forma, este problema vem tomando grande proporção, por isto, a importância de não apenas regulamentações são necessárias, mas discussões e esforços de grupos e promoção de organizações sustentáveis.

Toneladas de matéria prima são utilizadas diariamente na produção de eletroeletrônicos em geral, como computadores, notebooks, celulares e outros. Com o desenvolvimento tecnológico e industrial, o desenvolvimento de novos componentes cresce, gerando obsolescência e conseqüentemente aumento do acúmulo de lixo. Deste modo, o meio ambiente é atingido diretamente. A reciclagem é a alternativa mais eficiente e viável para o lixo eletrônico. Consistindo na separação de peças e retorno da matéria-prima para o processo industrial, fazendo com que os equipamentos voltem ao ciclo produtivo. Desta forma, o meio ambiente será melhor preservado, melhorando a salubridade ambiental e humana. Outro método, de grande eficiência e eficácia econômica é a remanufatura de eletroeletrônicos, onde a recuperação dos mesmos é promovida, deste modo, diversos equipamentos podem entrar em reuso, promovendo a inclusão digital daqueles que por diversos motivos não tem acesso a equipamentos de última geração. No Brasil pouquíssimas empresas são especializadas neste serviço (Ferreira et al., 2010).

Este trabalho foi resultado de ações de extensão realizadas na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), instituição de ensino que congrega sete campi, distribuídos em municípios do Estado da Paraíba Brasil. Suas atividades estão baseadas nos princípios do ensino, da pesquisa e da extensão, possuindo cursos de graduação e pós-graduação em diversas áreas de conhecimento. A instituição também tem forte compromisso com a extensão, com atividades correlatas com as áreas de ciências exatas e sociais. A inserção de alunos da engenharia nas atividades de extensão permite a conexão destes com as comunidades externas e suas demandas, porém percebia-se um distanciamento dos alunos das engenharias elétrica e da ciência da computação, em participar de tais atividades. Com a divulgação das ações do projeto- Um computador nota 10, e com a institucionalização da curricularização da extensão, recentemente muitos alunos das engenharias tem buscado os projetos de extensão como bolsistas, mas principalmente como alunos voluntários, atendendo os objetivos e ações com excelente desempenho. O projeto promoveu o conhecimento teórico e prático da metarreciclagem no município de Campina Grande através da recuperação de equipamentos elétricos e eletrônicos e o retorno dos mesmos a sociedade, promovendo a ampliação do ciclo de vida, a reciclagem, a preservação do meio ambiente e a inclusão social e digital. O projeto teve como objetivo principal a recuperação de equipamentos danificados ou obsoletos e sua cessão de uso para a sociedade, inclusão digital. No decorrer das ações do projeto, foram contemplados com computadores e outros equipamentos, diversos públicos beneficiários do meio acadêmico e da comunidade externa, (Santos et al., 2013)

- (Celinski et al. 2011)
- (Ferreira et al., 2010)

2. Metodologia

Para o andamento deste trabalho foi seguida uma ordem de metodologia em três etapas, sendo inicialmente levantamento bibliográfico.

Seguido de reuniões, planejamento e treinamentos dos alunos, a fim de uniformizarmos a metodologia dos procedimentos, necessários para manutenção e consertos de eletroeletrônicos e arrecadação de equipamentos danificados ou obsoletos.

Em terceira etapa, foram elaborados questionários de inscrição para solicitação de equipamentos recuperados pelo projeto, e termos de cessão de uso para os contemplados.

2.1 Levantamento Bibliográfico

Ao início deste trabalho, o levantamento bibliográfico foi fundamental para promover as discussões acerca de separação, destinação e recuperação do lixo eletroeletrônico. Deste modo, abordando conhecimentos de diversas áreas, entre elas engenharia elétrica, ambiental, agrícola, e computação como fundamentais para o andamento deste trabalho.

Os computadores são os eletroeletrônicos mais reaproveitados e passam por uma manutenção para que possam ser disponibilizados à uma política de inclusão digital (Damaceno, 2014). Tal qual é o objetivo do projeto “Um computador nota 10 - Recuperação e doação de equipamentos eletroeletrônicos visando redução de das perdas socioeconômicas e educacionais para alunos do município de Campina Grande, pós Sars-CoV2.” Uma das várias vantagens no reaproveitamento é que não será necessário o uso de uma nova matéria prima para criação de novos componentes que seria benéfico tanto para o meio ambiente como também para pessoas que precisam dos meios tecnológicos no seu dia a dia, mas são menos favorecidos de poder econômico (Moragi, Josimari, 2019).

2.2. Treinamentos e divulgação

Na seguinte etapa, foram realizados treinamentos pelos alunos de extensão, advindos dos cursos de engenharias, ambiental, agrícola, elétrica, ciência da computação e da informática. A ação foi realizada por alunos com experiência em eletrônica com a identificação de problemas nos equipamentos reciclados, promovendo métodos de soluções de problemas através de possíveis manutenções e reparos. Nesta etapa também foi confeccionada uma nova logomarca do projeto e sua divulgação na universidade, em empresas privadas, prefeitura e comunidade, no intuito de arrecadar equipamentos em desuso, obsoletos ou danificados. A divulgação foi promovida por visitas presenciais, sites, e redes sociais.

Dentre os alunos ministrantes dos treinamentos vale salientar a importância da formação técnica dos mesmos nas áreas de eletrônica e eletrotécnica, repassando para os novatos a experiência prática e teórica. Durante os treinamentos, foram apresentados equipamentos necessários para o diagnóstico de problemas e conserto de equipamentos, como multímetros, chaves, alicates, assim como o uso correto dos mesmos e segurança. Ao decorrer, foram apresentados eletroeletrônicos defeituosos e possíveis soluções de conserto ou manutenção, os alunos também aprenderam a formatar e instalar softwares em computadores. Ao final do treinamento os alunos se tornaram aptos a iniciar as atividades de reparos com a supervisão dos alunos mais experientes e da coordenação do projeto.



Figura 1. Treinamento de manutenção e suporte de computadores.

2.3 Questionários e repasse de equipamentos

Ao longo dos seis meses, vigência do projeto foram recebidas diversas doações, de doadores pessoas físicas e jurídicas da sociedade, e também da comunidade acadêmica do campus I, sede da UFCG.

Foi realizada a elaboração de questionários de inscrição para beneficiários dos equipamentos recuperados pelo projeto, resultando em uma lista extensa de inscritos, com uma demanda principalmente de computadores, notebooks e aparelhos televisores. Para seleção de beneficiários contemplados foram consideradas as respostas dos questionários, buscando atender as maiores necessidades e critérios sociais. Os beneficiários assinaram um termo de cessão de uso, se comprometendo a devolver o equipamento quando do término da utilidade do mesmo. A cessão de uso dos equipamentos representa a adequação legal visando a ampliação da sua vida útil, além de, colaborar com a comunidade quanto ao acesso de novos equipamentos e a economia de recursos materiais e financeiros para consumo de novos produtos. No exercício do projeto foram entregues 29 equipamentos, entre kits de computadores (gabinete, mouse, teclado e monitor), nobreak, cabos e monitores avulsos.

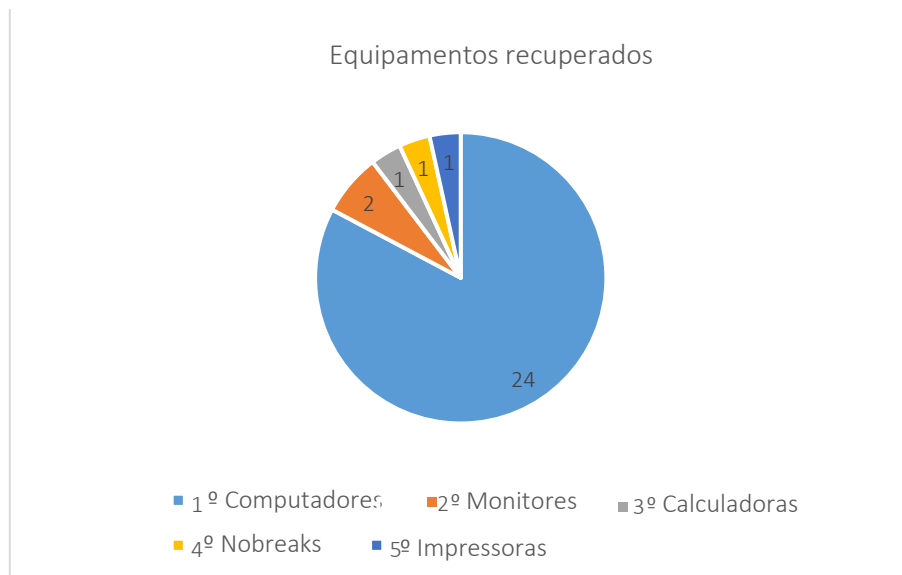


Figura 2. Gráfico de equipamentos recuperados.

A maior recuperação ocorreu com os computadores, devido a facilidade de reparabilidade, na utilização de periféricos de diferentes marcas e na manutenção dos equipamentos, verificando uma menor obsolescência e possibilidades de metarreciclagem. Inúmeros notebooks foram entregues ao projeto, porém mostraram –se incompatíveis com a reparabilidade, com o conserto e a aceitação de peças distintas a sua marca original, tornando-os irrecuperáveis e finalizando seu ciclo de vida.



Figura 3. Beneficiária utilizando o computador.

3. Conclusão

O trabalho promoveu impactos positivos nos aspectos da recuperação física de REE, metarreciclagem e inclusão social e digital. Observou-se que, em um curto período de tempo foi possível arrecadar grandes quantidades de equipamentos danificados ou obsoletos, assim como uma grande demanda de solicitação de equipamentos, mostrando a realidade da exclusão digital. A recuperação destes equipamentos teve influência direta na comunidade do município de Campina Grande, assim como na vivência acadêmica, sobretudo dos estudantes das engenharias e ciências da computação que realizaram as ações propostas e para os beneficiários das comunidades interna e externas da universidade. É de grande importância a continuidade deste trabalho, assim como a promoção de treinamentos e palestras visando a promoção do conhecimento e prática da metarreciclagem como atendimento à hierarquia do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos, preconizada na Política Nacional de Resíduos Sólidos- Lei 12.305/2010.

Agradecimentos

A Probex/UFCG pelo apoio financeiro e suporte logístico no desenvolvimento das atividades de extensão/vigência de 2022.

Ao setor de patrimônio da UFCG e ao Departamento de Engenharia Elétrica, pela disponibilização dos resíduos eletroeletrônicos REE e periféricos ao projeto de extensão.

Dedicamos esse trabalho ao Professor Dr. Marx Prestes Barbosa (in memoriam) pela amizade, ensinamentos e contribuições ao Programa de Extensão Mobilização Social em Saneamento Ambiental/Laboratório de Tecnologia Agroambiental-LTA-Bloco-BX.

Referências

- Artigo: Celinski, Tatiane M., Celinski, Victor G., Rezende, Henrique G., Ferreira, Juliana S., 2011, PERSPECTIVAS PARA REUSO E RECICLAGEM DO LIXO ELETRÔNICO. Ponta Grossa/Paraná.
- Artigo: Ferreira, Dérick C., Silva, Josivan B., Galdino, Jean C.S., 2010, FERREIRA, SILVA & GALDINO (2010) HOLOS, Ano 26, Vol. 5 104 RECICLAGEM DE LIXO ELETRÔNICO. Santa Cruz/Rio Grande do Norte.
- Artigo: Santos, Cristina P., Schivelbein, Guilherme., Pauli, Guilherme., Zuse, Vinícius I., Brum, Tiago S., 2013. Contribuições do Processo de Metareciclagem na Mediação das Relações entre Educação e Tecnologias. Santo Ândelo/Rio Grande do Sul.

- Artigo: Morigi, Josimar B., Jesus, Marcos F., 2019. GESTÃO DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS E A LOGÍSTICA REVERSA_ UM ESTUDO SOBRE A ONG E-LETRO, LONDRINA-PARANÁ _ Morigi _ Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo. LONDRINA/PARANÁ.
- Artigo: Damaceno. Andréia S.,2014. REUTILIZAÇÃO DE LIXO ELETRÔNICO NO DESIGN DE NOVOS PRODUTO. CURITIBA/PARANÁ.

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS VALORIZABLES EN UNA UNIVERSIDAD PÚBLICA

Rojas-Vargas, Julián^{1*}; Hernández-Jiménez, Fiorella²; Campos-Montoya, Adriana³ y Mena-Carmona, Sofía⁴.

¹UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.

²UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.

*julian.rojas.vargas@una.ac.cr

Resumen

El estudio de caracterización de la composición de Residuos de Aparatos Electrónicos y Eléctricos (RAEE), tiene como objetivo analizar los datos obtenidos tanto del tipo como la cantidad generada de residuos que son gestionados en el Centro de Acopio Institucional (CAI), con el fin de cuantificar la generación dentro de las instalaciones de la Universidad Nacional sede Omar Dengo. Se utilizó una metodología mixta, donde primero se clasificaban los residuos según el tipo y posteriormente se pesaron para obtener la cuantificación e ingresar los resultados obtenidos en la base de datos desarrollada en el CAI; el estudio contempla mediciones desde junio hasta noviembre de 2022. Dentro de los principales hallazgos se tiene que se gestionaron 9904,64 Kg de RAEE, siendo el Equipo Electrónico y la unidad central de proceso (CPU) la clasificación que más aporta a este resultado, con un valor de 4338,2 Kg y 2907 Kg respectivamente. Además, se encontró que junio corresponde al mes con la cifra más alta de generación, con un total de 4131,74 Kg, donde el 67% corresponde a equipo electrónico. La información generada de este estudio es un punto de partida para construir una base de datos sobre este tipo de residuos, su clasificación y puntos de mayor generación dentro de la Universidad para plantear estrategias de gestión más acordes con la realidad identificada.

Palabras clave: Tasas de generación; caracterización; RAEE.

1. Introducción

Los Aparatos Eléctricos y Electrónicos (AEE) son productos que están presentes en prácticamente toda nuestra vida cotidiana y están conformados por una combinación de piezas o elementos que para funcionar necesitan corriente eléctrica o campos electromagnéticos, además, realizan un sinnúmero de trabajos y funciones determinadas. En el momento en que sus dueños consideran que no les son útiles y los descartan, se convierten en RAEE (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, s.f).

Los ciclos de innovación tecnológica son cada vez más breves y los Aparatos Eléctricos y Electrónicos (AEE) son sustituidos, con demasiada frecuencia cuando todavía funcionan correctamente o pueden ser fácilmente reparados. Asimismo, los fabricantes programan los productos para que dejen de funcionar después de un tiempo o un cierto número de usos: conocido como obsolescencia programada (Puentes, 2018).

De acuerdo con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (s.f) esta situación desencadena en el ciclo de vida de estos productos afectaciones en términos de explotación incontrolada de materias primas, consumo energético proveniente mayormente de fuentes fósiles y generación de residuos, que ponen en riesgo la sostenibilidad ambiental del planeta, afectando la salud y vida de todos sus habitantes.

Los RAEE contienen diversos contaminantes entre los cuales se ubican los metales pesados (cadmio, plomo y níquel), mercurio y plásticos bromados. Durante su vida útil, estos componentes son inofensivos, dado

que están contenidos en placas, circuitos, conectores o cables, sin embargo, al ser desechados existe la posibilidad de entrar en contacto con el agua y la materia orgánica, generando la liberación de tóxicos al suelo y fuentes de aguas subterráneas (Peñaloza, et al., 2014).

Una de las principales problemáticas de los RAEE son la cantidad de materia desaprovechada que contienen sustancias tóxicas que se acumulan en los rellenos sanitarios. Dichos materiales, dan lugar a procesos de separación y aprovechamiento (minería urbana), que permiten recuperar dichos materiales, reincorporándolos como materias primas de segundo orden a los procesos de producción. Lo anterior genera múltiples beneficios económicos, sociales y ambientales, toda vez que además de la generación de empleo, de mano de obra no calificada; pone en funcionamiento un sistema de producción circular que disminuye la presión de extracción de dichos materiales en el ecosistema (Ríos, 2016).

Según Rodríguez et al (2013) la disposición de los RAEE se enfrenta a dos principales retos. El primero se centra en lograr el mayor aprovechamiento de los materiales que se pueden recuperar de ellos. El segundo reto consiste en el manejo adecuado de sustancias peligrosas, para asegurar el menor impacto a la salud y al ecosistema.

Wagner et al (2022) menciona que la generación de los RAEE ha ido en crecimiento a nivel global durante los últimos años. Para el 2019 se generaron 53,6 millones de toneladas métricas (Mt) de RAEE, de los cuales solo el 17% fue recuperado y reciclado de manera correcta; se estima que para el 2030 su generación aumente a 74 Mt. Con respecto a Latinoamérica, la generación entre el año 2010 al 2019 ha aumentado un 47%, teniendo para ese último año una producción total de 1,3 Mt (6,7 kg/hab). La generación de RAEE en Costa Rica ha continuado la misma, sin embargo, es el país con la tasa de producción más alta en la región latinoamericana, con una cifra total anual de 13,2 kg de RAEE por habitante. Se considera fundamental el reciclaje de RAEE, ya que a través de este sistema se pretende proteger el medio ambiente, fortalecer la competitividad y liderar el desarrollo sostenible.

En Costa Rica, las campañas de recolección de RAEE son más esporádicas, con un fuerte énfasis en computadoras o celulares viejos. No obstante, las universidades públicas destacan por haber creado instancias que procesan de forma adecuada este tipo de residuos (Mora, 2022).

La Universidad Nacional ha atendido esta problemática desde el año 2003, donde se realizan esfuerzos bajo el marco de la Política Ambiental de la UNA (UNA-Gaceta 7-2003), donde se ha comprometido a implementar un manejo adecuado de los residuos institucionales. Adicionalmente, en el año 2007 se creó el Programa UNA- Campus Sostenible con la visión de "Ser un programa líder en la gestión ambiental integral sustentable en el país, que integre de manera articulada la gestión de residuos, cambio climático, la gestión de la calidad de los recursos naturales e institucionales y la educación ambiental."

Dicho programa, ha permitido el manejo integrado y sostenible de los residuos aprovechables por medio de la promoción de actividades estudiantiles, académicas, administrativas y de servicios, fortaleciendo la cultura ambiental y la sostenibilidad de los campus universitarios y sus áreas de impacto. Adicionalmente, estas acciones han sido apoyadas desde el 2012 con el Plan de Gestión Ambiental, hoy denominado Programa de Gestión Ambiental Institucional (PGAII), que responde al decreto ejecutivo N.º 36499-S-MINAET y al artículo 28 de la Ley 8839, que establecen que las instituciones, empresas públicas y municipalidades deben contar con sistemas de gestión ambiental (Rojas y Garita, 2017).

Gracias a los esfuerzos y compromisos adquiridos, el CAI ha logrado valorizar 31,90 toneladas de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos desde el año 2016 hasta la fecha. Estos valores son obtenidos de la base de datos que se ha implementado en el CAI con el fin de llevar un adecuado registro de la caracterización y composición de los RAEE generados en la Universidad Nacional.

2. Metodología

2.1. Recepción de RAEE

Primeramente, el CAI recibe aquellos residuos de aparatos eléctricos y electrónicos que la Unidad de Mantenimiento da de baja dentro de la Universidad Nacional, estos residuos también son conocidos como activos.

2.2. Separación y clasificación

Una vez que los RAEE se encuentran en el CAI, se procede a separar y clasificar según el tipo de residuo (monitor, CPU, teclado, cable, entre otros). Inmediatamente, los residuos clasificados se colocan en una canasta o tarima de madera.

2.3. Cuantificación de RAEE

A continuación, se procede a pesar los residuos eléctricos y electrónicos según la clasificación asignada. Los valores obtenidos son registrados en una bitácora del CAI.

2.4. Base de datos

A partir del registro de la bitácora, la información es transferida a una base de datos en Excel que fue desarrollada en el CAI, donde se anota la masa según el tipo de residuos (kg) y su respectiva fecha de recepción.

2.5. Venta de RAEE

Por último, los RAEE son almacenados en el CAI hasta que se complete la compra de estos activos. Para el proceso de compra, el CAI envía la solicitud a Proveeduría junto con el inventario de residuos, ya que este departamento es el encargado de hacer la publicación del remate y seleccionar a los oferentes según el cumplimiento de ciertos requisitos y el análisis técnico por parte del CAI. Una vez que Proveeduría adjudica y selecciona al comprador, éste debe de cancelar el monto de la compra y presentar los comprobantes correspondientes para finalizar con el proceso de entrega de los RAEE.

3. Análisis de Resultados

En los resultados obtenidos se evidencia una generación de Residuos Eléctricos y Electrónicos (REE) con porcentajes variados a lo largo de los meses en estudio, los cuales se pueden observar en la figura 1.

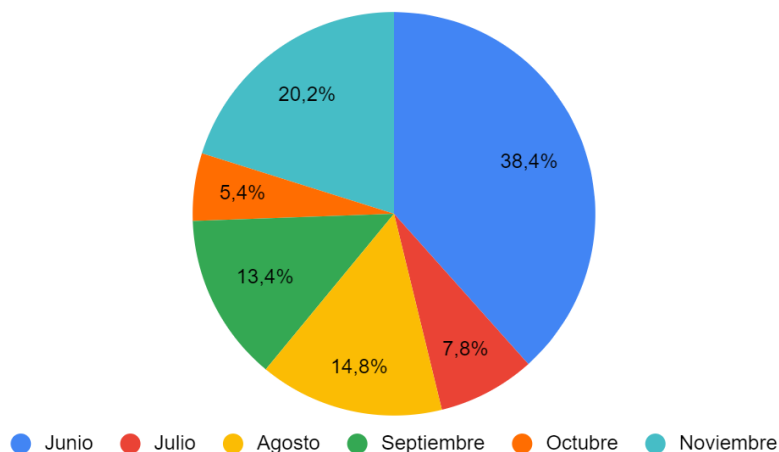


Figura 1. Registro porcentual de Residuos Eléctricos y Electrónicos, 2022

Durante el periodo de junio a noviembre se registró una generación de 10,77 ton de RAEE, con un valor promedio de 1,794 ton/mes. Según la Figura 1, de este valor total se tiene que un 38% corresponde al mes de junio, lo que equivale a una generación de 4,13 ton, siendo este mes en el que se gestionó la mayor cantidad de residuos. Lo anterior se debe a que en dicho mes se llevó a cabo una campaña de recolección RAEE efectuada el 6 de junio, la cual se pudieron recoger diferentes tipos de residuos en los que destacó la categoría electrónica conformada por diferentes aparatos como CPU, monitores o teclados.

Cabe resaltar que los RAEE generados en dicho mes se deben únicamente a la campaña, por lo cual hay tanto residuos procedentes de la universidad como de personas particulares que decidieron colaborar en la actividad. En cuanto al valor de generación más bajo se tiene el mes de octubre, con un resultado de 583 kg representando un 5,4% de la generación total durante el periodo de estudio.

Para los meses de agosto y septiembre se registran porcentajes muy parecidos entre sí, con un 14,8% (1,59 ton) y 13,4% (1,45 ton) respectivamente, además, son valores que se aproximan a la generación promedio. En lo que respecta a julio se tiene que, representa un 7,8% de la generación total, lo que equivale a 840 kg, resultado que está por debajo del promedio mensual. Por último, el 20,2% restante corresponde al mes de noviembre, con una generación de 2,17 kg, cifra que supera el promedio mensual.

De acuerdo con el comportamiento de la Figura 1, los meses de noviembre y agosto ocupan el segundo y tercer lugar con más generación de RAEE. Se resalta que en estos periodos la universidad da de baja activos, debido al inicio y final de semestre.

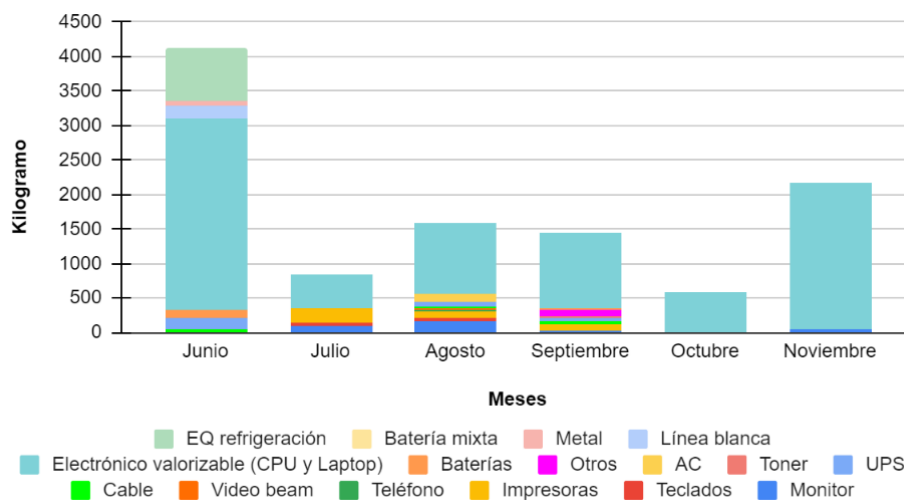


Figura 2. Registro de Residuos Eléctricos y Electrónicos (kg) por mes.

En este estudio, los RAEE están conformados por 16 diferentes clasificaciones según su tipo. De acuerdo con la Figura 2, el tipo de residuo que predomina en los meses de junio a noviembre es electrónico Valorizable donde se incluye aparatos como CPU y Laptops, presentando una generación de 2,79 ton, 500 kg, 1,034 kg, 1096 kg, 583 kg y 2170 kg respectivamente. Adicionalmente, octubre es el único mes que presenta un tipo de generación de residuo, donde la totalidad de los 583 kg corresponden a Equipo Valorizable como CPU y Laptops.

Finalmente, la Batería Mixta es el tipo de residuos que menos se generó durante el periodo de estudio (Figura 3), con un aporte del 0,1% (5,44 kg) del valor total generado, los cuales se presentan dentro del mes de junio.

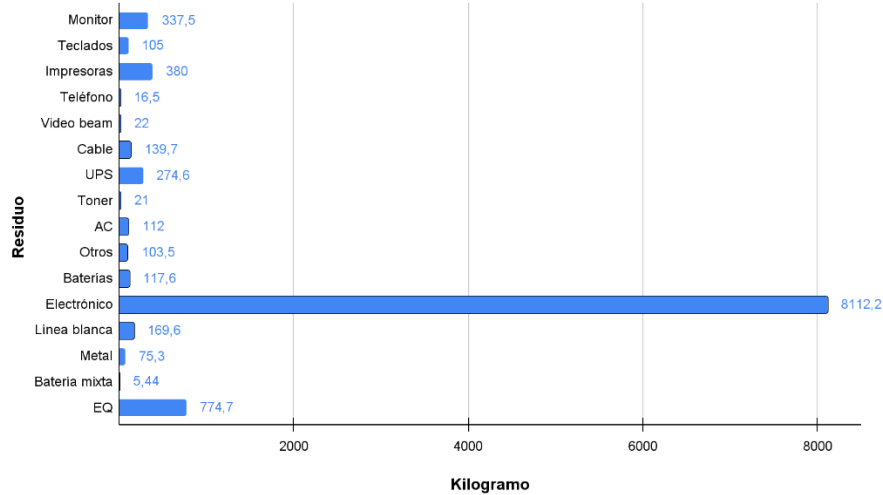


Figura 3. Registro total de Residuos Eléctricos y Electrónicos (kg).

Como se muestra en la Figura 3, el residuo de tipo Electrónico es el que más se generó dentro de la Universidad Nacional en el transcurso de junio a noviembre de 2022, con un valor de 8112,2 kg, representando un 75% de la generación total; de este valor 65 kg y 2907 kg corresponde a Laptops y CPU respectivamente.

Cabe destacar que, para los tipos de residuos restantes, ningún valor representa más del 10% de aporte al monto total generado, siendo el Equipo de Refrigeración el que más se aproxima, con un 7.2% (774.7 kg) originados en el mes de junio.

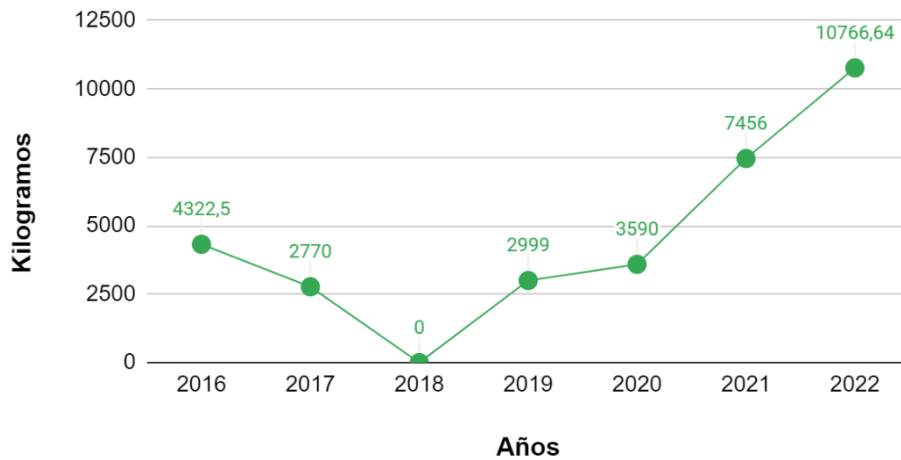


Figura 4. Histórico de generación de RAEE valorizable en la Universidad Nacional, en el periodo de 2016 al 2022.

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con los datos que se han registrado en el CAI, a través de los años (Figura 4), específicamente de 2016 al 2022, se tiene que el promedio de generación es de 4,558 ton por año. Según el comportamiento observado en la gráfica, desde el 2019 se ve una tendencia al incremento en la generación de los RAEE, siendo el 2022 el año que presenta la cifra más alta. Seguidamente, el año 2021 es el segundo año con más generación de residuos, con un total de 7,456 ton. Es preciso mencionar que no se tiene conocimiento sobre la causa del aumento en la generación de los RAEE, además de indagar por qué en el año 2018 no se cuentan con registros de su producción.

4. Conclusión

Dentro de los principales hallazgos se tiene que se gestionaron 10,766 ton de residuos eléctricos y electrónicos, siendo el Equipo Electrónico Valorizable (CPU y laptops) la clasificación que más aporta a este resultado, con un valor de 8,172 ton. Además, se encontró que junio corresponde al mes con la cifra más alta de generación, con un total de 4,131 ton donde el 68% corresponde a Equipo Electrónico Valorizable.

La información generada en el estudio es un punto de partida para construir una base de datos más amplia sobre este tipo de residuos, su clasificación, puntos de mayor generación y las ganancias generadas por su venta dentro de la Universidad, además de permitir plantear estrategias de gestión basadas en evidencias más acordes con la realidad identificada.

La generación de los RAEE ha venido en aumento alrededor del mundo y a nivel país se sigue esa tendencia. Cuantificar la generación de estos en las instituciones públicas es una necesidad ya que permite conocer su promedio de generación e identificar cuáles son los aparatos más desechados. A partir de este estudio se pueden empezar a implementar estrategias de gestión tanto para lograr su reducción como su correcto tratamiento al final de su vida útil.

Se recomienda realizar la cuantificación de generación de los RAEE según su procedencia dentro de los edificios universitarios, lo que permitiría evidenciar la magnitud de residuos producidos, el tipo y su frecuencia del lugar de origen, lo anterior facilitaría direccionar las estrategias de gestión necesarias en búsqueda de la disminución y seguimiento de los RAEE desechados en dentro de la Universidad Nacional.

Cuando se efectúan campañas de recolección de residuos existe una tendencia a recibir más variedad de residuos además que permite brindar una oportunidad a las comunidades cercanas a la universidad de gestionar correctamente los RAEE. Desarrollar este tipo de actividades son necesarias ya que permiten un acercamiento entre la sociedad y las labores de extensión que debe desarrollar la institución como parte de sus responsabilidades con la sociedad costarricense.

Referencias Bibliográficas

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (s.f). Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE). <https://www.minambiente.gov.co/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/residuos-de-aparato-electricos-y-electronicos-raee/#>
- Mora, P. (2022). Costa Rica muestra avances pendientes en gestión de residuos de aparatos electrónicos y eléctricos. Universidad de Costa Rica. <https://www.ucr.ac.cr/noticias/2022/08/30/costa-rica-muestra-avances-y-pendientes-en-gestion-de-residuos-de-aparatos-electronicos-y-electricos.html>
- Peñaloza, B., Narvárez, C. y Solanes, F. (2014). Residuos de Aparatos eléctricos y Electrónicos: su problemática en Argentina. 14° Simposio Argentino de Informática y Derecho (SID). <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/42148>
- Puentes, B. (2018). Gestión y prevención de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE): una propuesta para promover la economía circular. Actualidad Jurídica Ambiental, 84. <https://dspace.usc.es/xmlui/handle/10347/22413>
- Ríos, J. (2017). Gestión de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE) en el municipio de Armenia, Quindío. Revista Libre Empresa, 14(1), 167-187. <https://doi.org/10.18041/libemp.2017.v14n1.27108>
- Rodríguez, L., Gonzales, N., y Torres, A. (2013). Sistema de gestión de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos. Enfoque de dinámica de sistemas. Revista S&T, 11(24), 39-53. <https://www.redalyc.org/pdf/4115/411534392003.pdf>

Rojas, J. y Garita, N. (2017). Gestión Integral de residuos sólidos aprovechables: experiencia participativa de la comunidad universitaria. *Revista Ambientico*, 264, 45-49. https://www.ambientico.una.ac.cr/wp-content/uploads/tainacan-items/5/28065/264_45-50.pdf

UNA Campus Sostenible. (s.f). Acerca de nosotros: Visión. Universidad Nacional. <http://www.unasostenible.una.ac.cr/index.php/acerca-nosotros>

Wagner, M., Baldé, C.P., Luda, V., Nnorom, I.C., Kuehr, R. y Iaoni, G. (2022). Monitoreo regional de los residuos electrónicos para América Latina, resultados de los trece países participantes en el proyecto UNIDO-GEF 5554. <https://ewastemonitor.info/regional-e-waste-monitor-latin-america-2022/>

LOGÍSTICA REVERSA DE MÓDULOS FOTOVOLTAICOS: DESAFIOS E POSSIBILIDADES NO CENÁRIO BRASILEIRO

Starck, Keli^{1*}; Souza, Ithalo Hespanhol de²; Del Sent, Edegar Luiz³

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó - Unochapecó, Brasil

²Gerência de Tecnologias Educacionais, Grupo Afya Educacional, Brasil

³Curso de Ciências Contábeis, Centro Universitário de Pato Branco - UNIDEP, Brasil

*Rua Benjamin Borges dos Santos, 1100 - Fraron, Pato Branco - PR, 85503-350, Brasil

Resumo

A ascensão da utilização de fontes de energias renováveis, tais como a energia solar fotovoltaica — principalmente devido aos menores custos de implantação —, tem evidenciado a necessidade de (re)pensar o processo de destinação final dos módulos fotovoltaicos ao final de sua vida útil — estimada em, aproximadamente, 25 anos. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo discutir os principais desafios e oportunidades da logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil. Os procedimentos metodológicos empregados pautaram-se em uma pesquisa bibliográfica e documental. Os resultados apontam que, no Brasil, o Acordo Setorial para a Logística Reversa de Eletroeletrônicos é um avanço na implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, mas ainda há desafios específicos para a logística reversa de módulos fotovoltaicos, tais como a coleta e transporte, a triagem, a composição química dos módulos fotovoltaicos, a produção majoritária por pequenos usuários, que dificulta o estabelecimento de canais reversos e, também, as regulamentações e legislações em relação à destinação dos resíduos. Na sequência, são discutidas algumas possibilidades para o desenvolvimento de um sistema de logística reversa eficiente e sustentável, como a geração de emprego e renda, a implementação dos novos certificados de créditos da logística reversa em âmbito federal, a mineração urbana e o comprometimento dos atores envolvidos. Por fim, o estudo destaca a importância de incentivos e políticas públicas para a implementação de sistemas eficientes de logística reversa.

Palavras-chave: Energia solar; Painéis fotovoltaicos; Logística reversa; Equipamentos eletroeletrônicos; Mineração urbana

1. Introdução

A energia solar fotovoltaica tem ganhado destaque no cenário nacional e internacional devido à crescente demanda por fontes de energia limpa e renovável. Conforme divulgado pela International Renewable Energy Agency (Irena, 2023), em 2022 o Brasil ultrapassou a marca de 24 GW de capacidade instalada em geração de energia solar fotovoltaica, alcançando a 8ª posição no ranking mundial.

Os módulos fotovoltaicos são um dos principais componentes dos sistemas de energia solar, e sua produção e instalação têm crescido significativamente nos últimos anos. No entanto, o descarte inadequado desses módulos pode causar impactos ambientais negativos e gerar riscos à saúde pública. Por isso, é necessário que haja um sistema eficiente de logística reversa para os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes desses módulos.

Este estudo tem como objetivo discutir os principais desafios e possibilidades da logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil. Para isso, foi realizada uma pesquisa bibliográfica e documental, que permitiu identificar as principais questões (dificuldades) relacionadas à logística reversa desses resíduos, bem como as possíveis soluções (possibilidades) para esses desafios.

O trabalho está estruturado em 4 seções, iniciando com esta introdução. Na seção 2 são apresentados os métodos de pesquisa. A seção 3 apresenta os principais conceitos relacionados à logística reversa de REEE, bem como os desafios específicos da logística reversa de módulos fotovoltaicos no contexto brasileiro. Na sequência, discutem-se os desafios e possibilidades para o desenvolvimento de um sistema de logística reversa eficiente e sustentável, que possa contribuir para a preservação do meio ambiente e para o avanço da indústria de energia solar fotovoltaica no país. Por fim, a seção 4 descreve as conclusões e limitações deste estudo e propostas de pesquisas futuras.

2. Metodologia

A metodologia utilizada neste estudo baseou-se em uma pesquisa bibliográfica e documental. Para a pesquisa bibliográfica, foram consultadas publicações nacionais e internacionais que abordam a logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil.

Já a pesquisa documental, realizada a partir de fontes primárias, considerou o levantamento de legislações que contemplassem os resíduos, enfocando-se prioritariamente, os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE).

Segundo Lakatos e Marconi (2010), a pesquisa documental é uma técnica de pesquisa que utiliza documentos como fonte de dados e informações. Para tanto, realizou-se a seleção e classificação dos documentos, seguida da seleção de documentos, que foram classificados de acordo com sua relevância e importância para a pesquisa. Por fim, na terceira etapa, realiza-se a análise dos documentos, interpretando-se seu conteúdo e estabelecendo relações entre as informações encontradas, visando responder as questões da pesquisa.

3. Resultados e discussões

3.1 Definições e aspectos legais

Apesar de o termo REEE ter ganhado ênfase nos últimos anos – entre acadêmicos e profissionais –, apresenta uma vasta gama de entendimentos, podendo culminar em impasses conceituais.

A Diretiva da União Europeia 2012/19/EU (Diretiva WEEE - waste electrical and electronic equipment), que tem o objetivo de evitar ou reduzir os impactos adversos de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, define, no artigo 3º, REEE como resíduos de equipamentos eletroeletrônicos, incluindo

componentes e acessórios que fazem parte do produto quando este é descartado (Parlamento Europeu, 2012).

No Brasil, de acordo com a norma ABNT NBR 16.156:2013 os resíduos eletroeletrônicos são definidos como "equipamentos eletroeletrônicos, partes e peças que chegaram ao final de sua vida útil ou uso foi descontinuado" (ABNT, 2013).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, determina que os resíduos eletroeletrônicos são perigosos, sendo, portanto, necessária a elaboração de um sistema de logística reversa e o estabelecimento de acordos setoriais, tornando viável as práticas para reuso destes resíduos (Brasil, 2010).

Cabe mencionar que a Logística Reversa, um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada, pode ser definida como um "instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada" (Brasil, 2010).

Ainda do que se refere a PNRS, a responsabilidade pelo ciclo de vida dos produtos eletroeletrônicos é compartilhada (Brasil, 2010).

A fim de operacionalizar a Logística Reversa, a PNRS estabelece como um dos instrumentos o Acordo Setorial (Brasil, 2010).

O Acordo Setorial para implantação de Sistema de Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos Domésticos e seus Componentes, publicado em 2019, estabelece que os REEE são considerados como resíduos de produtos eletroeletrônicos, ou seja, resíduos de "equipamentos de uso doméstico cujo adequado funcionamento depende de correntes elétricas com tensão nominal não superior a 240 (duzentos e quarenta) volts (Brasil, 2019). Essa definição foi replicada no texto do Decreto nº 10.240/2020, que também define no Art. 3º:

- produtos eletroeletrônicos cinzas ou produtos cinzas: aqueles produtos e acessórios "importados ou comercializados de forma não oficial, não autorizado ou não intencional pelo fabricante original" (Brasil, 2020);
- produtos eletroeletrônicos órfãos ou produtos órfãos: aqueles produtos e acessórios "cujo fabricante ou importador deixou de existir no mercado atual" (Brasil, 2020).

De acordo com Xavier (2020), os REEE podem ser classificados em eletrodomésticos, eletroportáteis, monitores, informática e telecomunicações, fios e cabos, pilhas e baterias, lâmpadas e painéis fotovoltaicos. O autor destaca que um módulo fotovoltaico é composto por células fotovoltaicas conectadas para gerar energia elétrica a partir da luz solar (Xavier, 2020).

A partir da publicação do Decreto nº 10.240/2020, iniciou-se a implantação do sistema de logística reversa com a Fase 1, caracterizada pela estruturação. A Fase 2, com início em janeiro de 2021, previa a coleta de 1% do volume, em peso, dos equipamentos eletroeletrônicos, colocados no mercado, no ano anterior à assinatura do acordo (Brasil, 2020), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Meta percentual de coleta e destinação por ano

Ano 1 2021	Ano 2 2022	Ano 3 2023	Ano 4 2024	Ano 5 2025
1%	3%	6%	12%	17%

Para a Fase 2, foi determinada a instalação gradual de Pontos de Entrega Voluntária (PEVs) de Resíduos Eletroeletrônicos em cidades brasileiras com mais de 80.000 habitantes, totalizando 400 cidades até 2025. Essas cidades representam 7,19% dos 5.565 municípios brasileiros e estão listadas no Anexo III do Decreto nº 10.240/2020 (Brasil, 2020).

Diante disso, os resultados obtidos da logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE), incluindo os provenientes de módulos fotovoltaicos, são influenciados pela relação entre os desafios e as possibilidades existentes no contexto brasileiro.

3.2 Desafios

A despeito da geração de REEE, dados apresentados pelo relatório The Global E-waste Monitor 2020 demonstram que o Brasil gerou mais de 2 milhões de toneladas de lixo eletrônico em 2019, sendo o quinto maior gerador do mundo e o primeiro da América Latina (Forti et al., 2020).

Portanto, o primeiro desafio relacionado a logística reversa de REEE provenientes de módulos fotovoltaicos relaciona-se com a coleta e transporte, pois a distribuição da instalação dos módulos no território nacional — principalmente devido às dimensões continentais do país —, consiste em uma limitação ao processo de logística reversa, especialmente em áreas remotas (Brasil, 2010; Xavier e Ottoni, 2021).

O segundo desafio está associado a triagem (separação e classificação), haja visto que devido a vasta gama de materiais em sua composição, a separação e classificação considera "etapas não destrutivas (reparo, condicionamento, remanufatura) ou destrutivas (moagem, trituração, quebra, etc), em função da destinação pretendida" (Xavier e Ottoni, 2021, p. 30).

Portanto, ao discorrer sobre o terceiro desafio relacionado a logística reversa de REEE provenientes de módulos fotovoltaicos, infere-se que os equipamentos eletrônicos contêm materiais com características de toxicidade e periculosidade, oferecendo potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

Xavier (2020) menciona que "as células fotovoltaicas podem ser de diferentes tipos e componentes". Destacando-se as fabricadas de silício cristalino (c-Si). Ademais, também se utilizam "tecnologias baseadas em filmes finos de silício amorfo hidrogenado (a-Si:H), telureto de cádmio (CdTe), arseneto de gálio (GaAs), disseleneto de cobre e índio (CIS) e disseleneto de cobre, índio e gálio (CIGS)" (Xavier, 2020).

O quarto desafio elencado neste estudo relaciona-se com a produção de energia elétrica, que se concentra em pequenos usuários, cujos sistemas de geração solar são de pequeno e médio portes — instaladas em telhados, fachadas e pequenos terrenos. São 17,2 GW no sistema de geração própria (geração distribuída) enquanto as grandes usinas solares (geração centralizada) têm potência de 7,8 GW (Absolar, 2023). Neste sentido, o Acordo Setorial para a Logística Reversa de Eletroeletrônicos, firmado em 2019, representa um importante avanço para a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010).

O último desafio trata das regulamentações e legislações em relação à destinação de resíduos eletroeletrônicos, por estas sofrerem variações entre países. No que tange aos aspectos legais, o Decreto nº 10240/2020 — que replica o conteúdo do acordo setorial —, obriga fornecedores a arcarem com os custos da logística reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico, inclusive módulos fotovoltaicos,

entretanto, as usinas seguem sem legislação específica para descomissionamento. Evidenciando-se, portanto, o segundo desafio relacionado a logística reversa de REEE provenientes de módulos fotovoltaicos.

3.2 Possibilidades

De acordo com informações divulgadas pela Associação Brasileira de Energia Solar Fotovoltaica (Absolar, 2023) e pela International Renewable Energy Agency (Irena, 2023), a energia solar fotovoltaica representa atualmente 12% da matriz elétrica brasileira e apresentou um crescimento significativo de 70% em 2022 em relação ao ano anterior, ultrapassando a marca de 24 GW de capacidade instalada. Esses números colocam o Brasil em destaque no cenário mundial, ocupando a 8ª posição no ranking de geração de energia solar fotovoltaica. Diante desse cenário promissor, é possível visualizar uma série de oportunidades para a implementação de estratégias de logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos no país.

A logística reversa de REEE é um processo crucial para a promoção da sustentabilidade ambiental e da economia circular. Além disso, pode gerar benefícios econômicos e sociais significativos, como a geração de empregos e renda a partir da coleta, desmontagem, separação e reciclagem dos materiais, promovendo o desenvolvimento econômico e social das comunidades envolvidas no processo (Xavier e Ottoni, 2021).

Recentemente, em fevereiro de 2023, o Decreto nº 11.413/2023 foi publicado e instituiu três novos certificados de créditos da logística reversa em âmbito federal. São eles: o Certificado de Crédito de Reciclagem de Logística Reversa (CCRLR), o Certificado de Estruturação e Reciclagem de Embalagens em Geral (CERE) e o Certificado de Crédito de Massa Futura, todos no âmbito dos sistemas de logística reversa descritos no Art. 33 da Lei Federal nº 12.305/2010. Neste contexto, instituíram-se novos mecanismos que buscam ampliar as soluções integradas de implementação e operacionalização dos sistemas de logística reversa.

Cabe também destacar que a composição dos REEE inclui materiais com possibilidade econômica de recuperação, evidenciando a viabilidade da mineração urbana. Neste sentido, Xavier e Ottoni (2021, p. 11) inferem que, a partir da compreensão da finitude dos recursos naturais e da abundância dos recursos antropogênicos, "ganha-se espaço para uma economia circular que, entre outras ferramentas, viabiliza a mineração urbana – com a recuperação de valor dos recursos secundários" –, a partir produtos e materiais pós-consumo.

Considerando a necessidade de mitigar os impactos ambientais e à saúde humana causados pela exploração de recursos naturais e gestão inadequada de resíduos gerados nos sistemas antrópicos, é importante destacar que a mineração secundária pode ser uma alternativa para reduzir esses impactos. Além disso, para viabilizar a logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil, é fundamental que os diversos atores envolvidos - fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos - trabalhem em conjunto para garantir a destinação adequada e segura desses resíduos (Xavier e Ottoni, 2021; Brasil, 2010).

4. Conclusões

Este estudo teve como objetivo discutir os principais desafios e possibilidades da logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil. Foram realizadas uma pesquisa bibliográfica e documental para identificar as principais questões relacionadas à logística reversa desses resíduos e possíveis soluções para esses desafios.

Os resultados mostram que a definição de REEE apresenta uma vasta gama de entendimentos, podendo culminar em impasses conceituais. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, apontava a necessidade a elaboração de um sistema de logística reversa e o estabelecimento de acordos setoriais. Neste sentido, o Acordo Setorial para a Logística Reversa de Eletroeletrônicos, firmado em 2019 e replicado no texto do Decreto nº 10.240/2020, representa um importante avanço para a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (Lei Federal nº 12.305/2010). No entanto, existem desafios específicos para a logística reversa de módulos fotovoltaicos, tais como a coleta e transporte, a triagem (separação e classificação), as características de toxicidade e periculosidade de algumas das frações, a produção de energia que é realizada principalmente por pequenos usuários, tornando mais difícil o estabelecimento de canais reversos e, por fim, as regulamentações e legislações em relação à destinação de resíduos eletroeletrônicos.

Diante desses desafios, discutem-se as possibilidades para o desenvolvimento de um sistema de logística reversa eficiente e sustentável, que possa contribuir para a preservação do meio ambiente e para o avanço da indústria de energia solar fotovoltaica no país. Algumas possibilidades incluem a geração de empregos e renda, a implementação dos novos certificados de créditos da logística reversa em âmbito federal, a mineração urbana e o comprometimento dos atores envolvidos.

Em conclusão, este estudo destaca a importância da gestão adequada de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) provenientes de módulos fotovoltaicos e a necessidade de um sistema eficiente de logística reversa para esses materiais. Além disso, aponta para a necessidade de incentivos e políticas públicas para a implementação de um sistema de logística reversa eficiente e sustentável, que possa contribuir para a preservação do meio ambiente e para o avanço da indústria de energia solar fotovoltaica no país. Para pesquisas futuras, sugere-se a realização de estudos que enfatizem a viabilidade da mineração urbana de resíduos eletroeletrônicos como alternativa na mitigação de impactos ambientais negativos e como possibilidade de geração de renda.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro Universitário de Pato Branco (UNIDEP), instituição pertencente ao grupo Afya Educacional, pelo fornecimento de subsídio, sem o qual a socialização dos resultados desse trabalho não teria sido possível.

Referências

ABNT NBR 16.156:2013. Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos – Requisitos para atividade de manufatura reversa.

Absolar, Associação Brasileira de Energia Solar Fotovoltaica, 2023. Infográfico Absolar. <https://www.absolar.org.br/mercado/infografico/> (acesso 13/03/2023).

Brasil, 2019. Acordo Setorial para a Implementação de Sistema de Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos de uso Domésticos e seus Componentes. <https://www.cetem.gov.br/antigo/images/reminare/documentos/acordo-setorial.pdf> (acesso 13/03/2023).

Brasil. Decreto-Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 03 ago. 2010.

- Brasil. Decreto nº 10.240, de 12 de fevereiro de 2020. Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e complementa o Decreto nº 9.177, de 23 de outubro de 2017, quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico. Diário Oficial da União. República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 13 fev. 2020.
- Forti, V., Baldé, C. P., Kuehr, R., Bel, G., 2020. The Global E-Waste Monitor 2020. Quantities, flows, and the circular economy potential (2020). United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA). https://ewastemonitor.info/wp-content/uploads/2020/11/GEM_2020_def_july1_low.pdf (acesso 13/03/2023).
- Irena, International Renewable Energy Agency, 2023. Renewable capacity statistics 2023. https://mc-cd8320d4-36a1-40ac-83cc-3389-cdn-endpoint.azureedge.net/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2023/Mar/IRENA_RE_Capacity_Statistics_2023.pdf?rev=b357baf054584e589c8ab635140d0596 (acesso 23/03/2023).
- Lakatos, E. M., Marconi, M. A., 2010. Fundamentos de metodologia científica. São Paulo, Atlas.
- Parlamento Europeu, 2012. Diretiva 2012/19/EU. Relativa aos resíduos de equipamentos eléctricos e eletrônicos (REEE). Reformulação. Jornal Oficial da União Europeia. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019> (acesso 13/03/2023).
- Xavier, L.H., Ottoni, M. (org.), 2021. Mineração Urbana: Conceitos e análise do potencial dos resíduos eletroeletrônicos. 1ª ed. Rio de Janeiro. Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCTI.
- Xavier, L. H. S. M. (org.), 2020. Manual de destinação dos resíduos eletroeletrônicos: orientações à sociedade sobre como dispor adequadamente os resíduos eletroeletrônicos no estado do Rio de Janeiro. 3.ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI. <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/2378/1/manual-destinacao-residuos-eletroeletronicos-3ed.pdf> (acesso 23/03/2023).

ACTITUD DEL CONSUMIDOR ANTE LA GESTIÓN DEL FIN DE VIDA DEL PEQUEÑO APARATO ELÉCTRICO Y ELECTRÓNICO. APLICACIÓN AL CASO DE ESTUDIO DE SECADORES DE PELO

Torca-Adell, Laura^{1*}; D Bovea, María²

INGRES-Ingeniería de Residuos y Sostenibilidad, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España

*torca@uji.es; bovea@uji.es

Resumen

El nuevo Plan de Acción de Economía Circular propuesto por la Comisión Europea promueve, en el ámbito de los productos sostenibles, que éstos se mantengan durante el mayor tiempo posible en circulación. Para ello, propone la implementación de estrategias de diseño que fomenten la extensión de vida útil de los productos, siendo la reparabilidad, una de las preferidas. Además, establece la categoría de aparatos eléctricos y electrónicos como prioritaria, por el gran consumo de recursos materiales y residuos que involucra.

Dentro de la categoría de pequeño aparato eléctrico y electrónico, se selecciona el secador de pelo por estar presente en el 96.50% de los hogares españoles y por ser desechado habitualmente al fallar la primera vez. Teniendo en cuenta este contexto, el objeto de este estudio es analizar, a través de una encuesta diseñada en Qualtrics y con una muestra que supone un nivel de confianza del 95% y un margen de error del 10% para la sociedad española, cuáles son las prácticas habituales de los consumidores en la etapa de fin de vida de estos aparatos, así como aspectos específicos de su reparación. Con los resultados obtenidos, se puede determinar las áreas en las que se puede mejorar para reducir la cantidad de residuos generados por PAEE, en especial los secadores.

Palabras clave: encuesta; AEE; PAEE; reparabilidad

1. Introducción

Los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) han experimentado un rápido crecimiento en los últimos años (United Nations Institute for Training and Research, 2020). Este aumento es más significativo en la categoría de pequeño AEE (PAEE) del hogar, ya que los aparatos rara vez son reparados si se estropean (Hennies and Stamminger, 2016a; Pérez-Belis et al., 2017). Pero para que un producto pueda ser reparado, han de darse dos condiciones: que sea diseñado para poder repararse y que el usuario esté dispuesto a repararlo.

Relacionado con la primera condición, el desarrollo de productos que incorporan aspectos de economía circular ha sido impulsado en estos últimos años por Plan de Acción de Economía Circular (COM 614, 2015; COM 98, 2020). Los principios de economía circular promueven la extensión del ciclo de vida de productos, materiales y recursos, reduciendo a su vez la generación de residuos mediante la aplicación de estrategias como la reparación y reutilización, entre otras (The Ellen Macarthur Foundation, 2013).

Relacionado con la segunda condición, es necesario conocer los actuales hábitos de reparación de los usuarios y conocer su disponibilidad a aplicar las futuras directrices que se implementarán tras la aprobación del Nuevo Plan de Acción de Economía Circular (COM 614, 2015; COM 98, 2020) y del reciente “Derecho a reparar” (European Commission, 2022).

Teniendo en cuenta este contexto, el presente estudio tiene como objetivo identificar las prácticas actuales relacionadas con el uso, mantenimiento y fin de vida de PAEE en España, analizando a su vez si los mismos están alineados con los objetivos del “Derecho a reparar” propuestos a nivel europeo (European Commission, 2022). Para ello, se ha seleccionado la categoría de secador de pelo, por ser un aparato presente en el 96,50% de los hogares españoles (Pérez-Belis et al., 2017), que se caracteriza por ser una de las categorías de PAEE que se estropean con mayor frecuencia (European Commission, 2021), por tener una menor vida útil (5 años según European Commission (2021)) y 6 años según (2017)), y por ser reemplazado si falla, sin ser evaluados en cuanto a su reparabilidad.

2. Metodología

La Figura 1 muestra la metodología seguida en este estudio, que consta de las cuatro etapas que se describen a continuación.

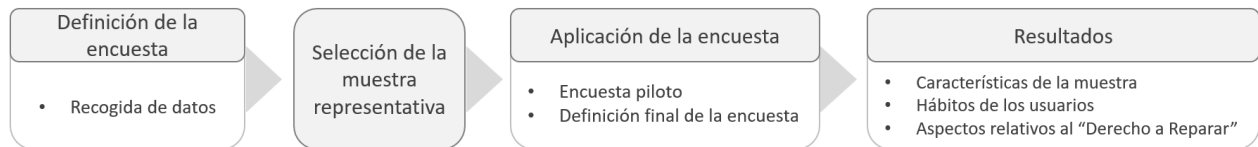


Figura 1. Metodología.

2.1 Definición de la encuesta

Para el diseño de la encuesta, como paso previo, se realizó una extensa revisión a partir de diferentes fuentes:

- bases de datos de reparaciones de aparatos eléctricos y electrónicos que incluían al secador (Open Repair Alliance, 2022). Se analizaron 350 reparaciones, y a partir de ellas se obtuvieron las tasas de éxito de las mismas y los componentes prioritarios (componentes con mayor frecuencia de fallo).
- artículos de investigación centrados en encuestas sobre el comportamiento del consumidor ante el uso y la gestión de residuos de PAEE (Bovea et al., 2018; Hennies and Stamminger, 2016b; Islam et al., 2016; Pérez-Belis et al., 2017).

A partir de las conclusiones se diseñó una encuesta específica para conocer cuáles son las prácticas habituales de los consumidores ante el fallo del secador, su reparación y su desecho final. Además, se plantearon situaciones hipotéticas que podrían darse tras la implementación completa del “Derecho a reparar” (European Commission, 2022). Su diseño se implementó en la plataforma Qualtrics (Qualtrics, 2023).

Inicialmente se diseñó una encuesta piloto que se envió a una pequeña muestra de 10 personas, con el fin de comprobar si las preguntas eran fáciles de entender, así como que los distintos caminos y bloques de la encuesta estaban enlazados de la manera correcta y permitían personalizar la encuesta según los diferentes perfiles del encuestado:

- Usuarios con secadores en la actualidad (con o sin uso).
- Usuarios que han tenido uno/varios secadores, pero no tienen en la actualidad.
- Usuarios sin secador, pero que pueden tener o no implicación en el fin de vida de secadores de otros usuarios.

Tras analizar los comentarios recibidos tras testar la encuesta piloto, se diseñó la versión final, cuya estructura se muestra en la Figura 2.

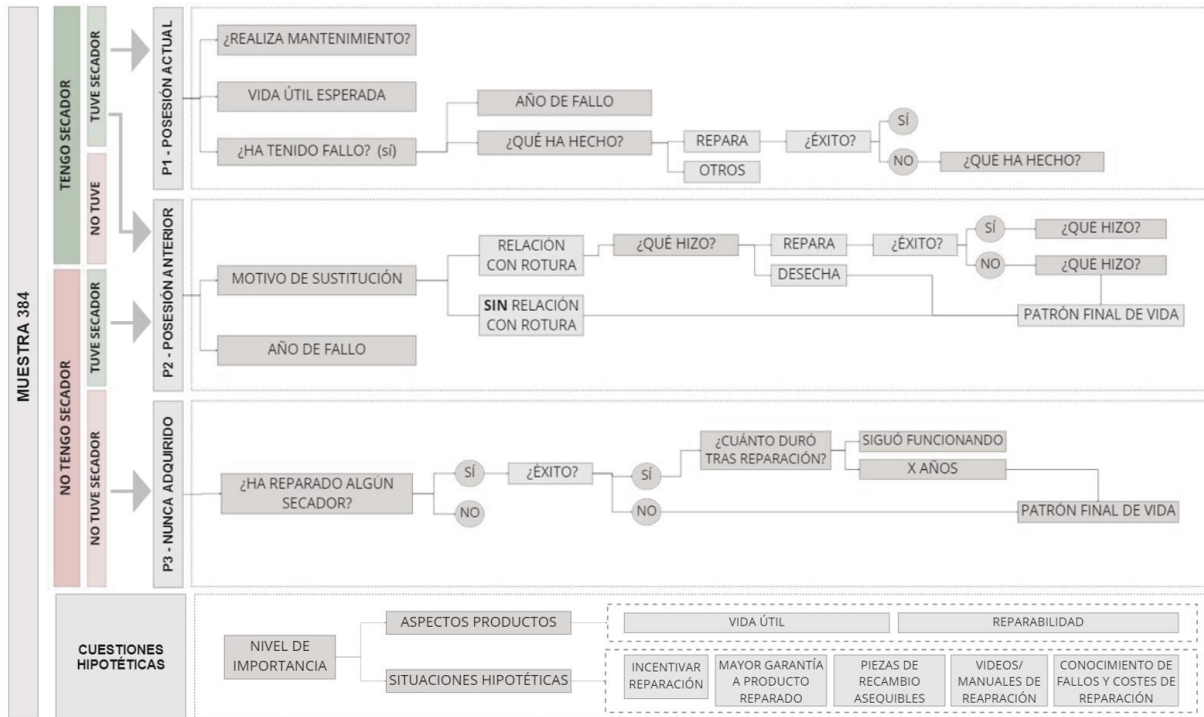


Figura 2. Esquema de la encuesta final.

2.2. Selección de la muestra representativa

La encuesta se realizó en Castellón de la Plana (España), que tiene 38.331.961 habitantes según el INE (2023). Para calcular el tamaño de muestra representativo necesario para este estudio, se utilizó el método propuesto por Bartlett et al. (2001), según la siguiente ecuación:

$$n = \frac{(t)^2(p)(1-p)}{(d)^2} \quad (1)$$

donde n es el tamaño de la muestra, t es el valor para un nivel alfa seleccionado en cada cola (distribución tipificada normal), p es la proporción de encuestados que seleccionaron una opción específica y d es el margen de error. En este caso, suponiendo que $t = 1,96$ como valor para un alfa seleccionado de 0,05 (el nivel alfa de 0,05 indica el nivel de riesgo que el investigador está dispuesto a asumir de que el margen de error real puede exceder el margen de error aceptable), el valor máximo proporción posible del 50 % ($p = 0,5$), lo que da el tamaño de muestra más grande y un margen de error del 5 % ($d = 0,05$), se requiere un tamaño de muestra de 384.

2.3. Aplicación de la encuesta

La difusión de la encuesta se realizó en línea a través de un enlace en la plataforma Qualtrics, mediante el uso de correos electrónicos, redes sociales y códigos QR con el fin de obtener el número necesario de respuestas que corresponda al tamaño y características de la muestra representativa.

La duración de la encuesta variaba entre 5 y 15 minutos, dependiendo de las elecciones de los encuestados.

3. Resultados

3.1 Características de la muestra

La muestra obtenida para este análisis reproduce las características de la población real (INE, 2023), en cuanto a género y edad, tal y como se observa en la Figura 3.

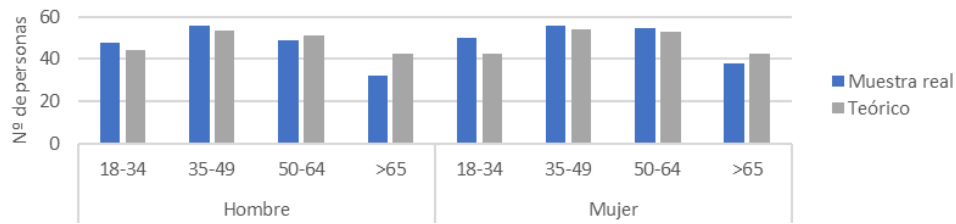


Figura 3. Población real y población de la muestra.

Según las respuestas, se identificaron diferentes perfiles en función de la posesión del secador. Del tamaño de muestra de 384 personas, 323 tenían un secador en el momento de la encuesta, y de ellas, 269 personas habían tenido otro/s anteriormente. 25 personas no tenían secador en el momento de la encuesta, pero habían tenido anteriormente. 36 encuestados nunca habían tenido un secador.

3.2. Patrones de uso, reparabilidad y fin de vida

3.2.1 Uso y reparabilidad en secadores actuales

Para los encuestados que respondieron cuestiones sobre los secadores actuales, las preguntas analizadas están relacionadas con las prácticas durante el uso y reparabilidad.

En la Figura 4a, se muestra que un 15% de los usuarios con secadores en el momento de contestar la encuesta presentó algún fallo en su secador. De este 15%, el 87% de los usuarios que experimentó algún fallo, no realizó mantenimiento.

Como se muestra en la Figura 4b, el 39% de los usuarios que no realizó mantenimiento, no consiguió superar los 3 años sin fallo en el secador. Por otro lado, se observó que a medida que aumentaba el porcentaje de usuarios que realizó mantenimiento, también aumentaba la duración del tiempo sin fallos. El 50% de los usuarios que sí realizó mantenimiento, logró extender la aparición del fallo hasta 7 años.

En la Figura 4c se observa que el 36% de los usuarios esperaba que la vida útil de su secador fuera superior a 8 años. Sin embargo, esta percepción contrasta con la realidad, ya que el 42% de los usuarios experimentó fallos en sus secadores en un período de 2 a 4 años.

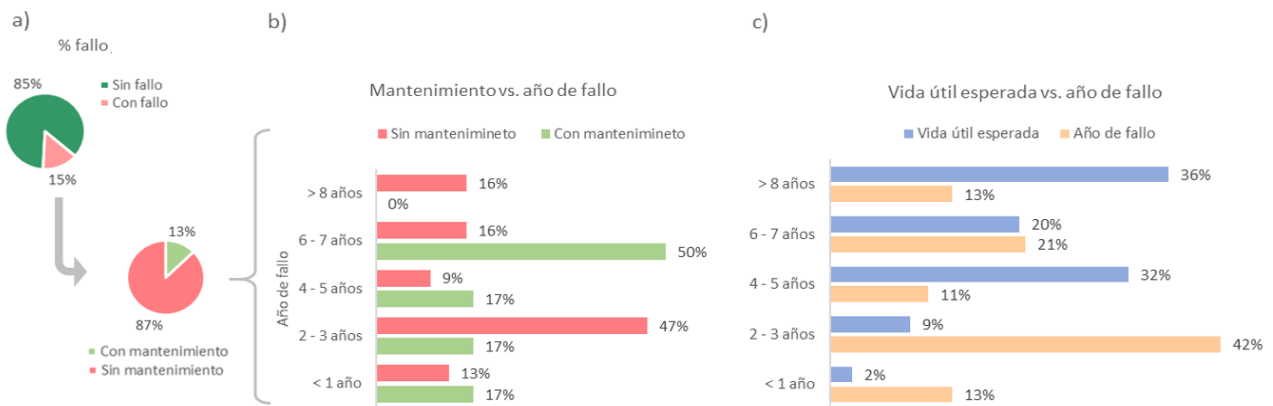


Figura 4. (a) Porcentaje de fallo y porcentaje con y sin mantenimiento. (b) Año de fallo y mantenimiento realizado. (c) Vida útil esperada vs año de fallo

A través de la Figura 5, se muestra el comportamiento de los usuarios ante un fallo en el secador. El 51% de los usuarios que experimentó un fallo en su secador actual, continuó utilizándolo, ya que no se trataba de un fallo total. Además, el 32% de los usuarios que experimentó un fallo, lo guardó sin reparar.

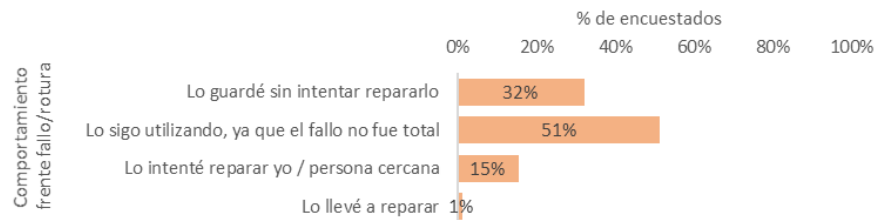


Figura 5. Comportamiento del usuario frente al fallo.

3.2.2 Reparabilidad y fin de vida en secadores sustituidos

Para los encuestados que respondieron cuestiones sobre secadores que se habían sustituido, se analizó el motivo del reemplazo, obteniéndose que 84% fue debido a motivos relacionados con el fallo del secador, mientras que el 16% restante lo hicieron por otros motivos. El detalle de los motivos de cada caso se muestra en la Figura 6a.

Los motivos de reemplazo se relacionaron con:

- El porcentaje de usuarios que decidió desechar el producto (Figura 6b).
- El lugar donde se desecharon los secadores (Figura 6c).

La Figura 6b muestra el comportamiento de los usuarios en función del motivo de sustitución de sus secadores. Cuando se trató de un fallo, el 86% de los usuarios optó por desechar el secador, mientras que si el motivo fue diferente al fallo, el 29% de ellos prefirió regalarlo o prestarlo, desechándolo únicamente un 7% de los usuarios.

La Figura 6c muestra información sobre el porcentaje de usuarios que optó por desechar el secador y dónde lo desechó según el motivo que hay detrás de su eliminación. Se observa lo siguiente:

- Los motivos ‘Se rompió’ y ‘Recibí un secador nuevo’, tuvieron los porcentajes más altos de desecho, con el 80% y 50% respectivamente.
- Para los motivos ‘Algunos comandos dejaron de funcionar’ y ‘El rendimiento disminuyó’, únicamente el 18% y 4% respectivamente optó por desechar.
- El 47% de los usuarios optó por desechar sus secadores en un contenedor específico de residuos. Sin embargo, para los motivos, ‘Algunos comandos dejaron de funcionar’ y ‘Ya no me gusta el aspecto del secador’, el porcentaje de usuarios que desechó en la basura general fue considerablemente mayor, con un 44% para los secadores en los que algún comando dejó de funcionar y con un 33% para los usuarios a los que no les gustó el aspecto del secador.
- El 47% de los usuarios optó por desechar sus secadores en un contenedor específico de residuos. Sin embargo, el porcentaje de usuarios que optó por desechar sus secadores en la basura general fue significativamente mayor para dos motivos: cuando ‘Algún comando deja de funcionar’ (44%) y cuando al usuario ‘No le gusta el aspecto del secador’ (33%).

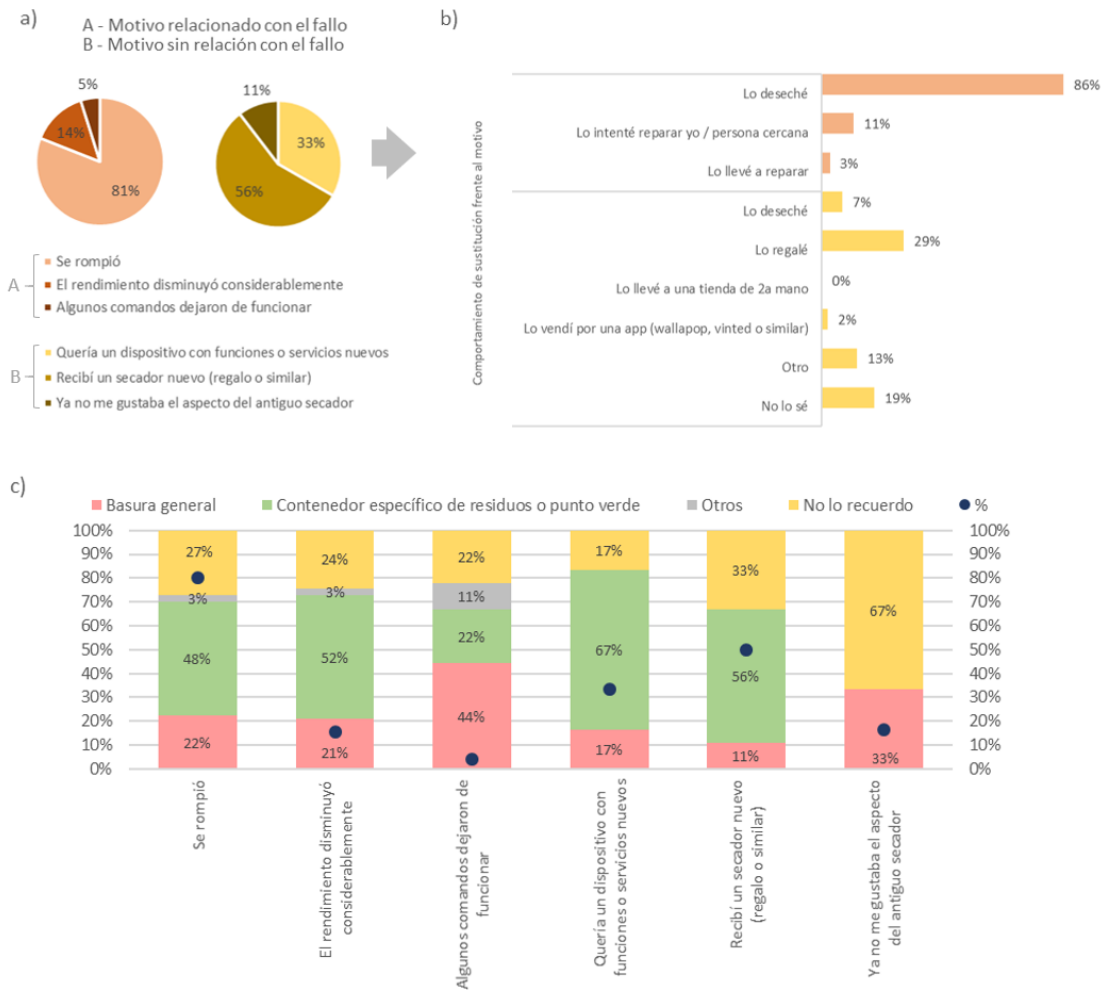


Figura 6. (a) Motivos de reemplazo. (b) Comportamiento del usuario en función del motivo. (c) Destino de los productos desechados en función del motivo de sustitución

3.3 Aspectos relativos al derecho a reparar

Como última etapa de la encuesta, se preguntó a toda la muestra sobre el nivel de importancia (en escala de 1 a 5) que otorgan en diferentes situaciones que podrán darse a futuro cuando se implementen totalmente las directrices derivadas del “Derecho a reparar” aprobado a nivel europeo (European Commission, 2022).

Sobre aspectos relacionados con el producto, se evaluó el nivel de importancia que se otorga a que un producto esté diseñado para durar más (vida útil) y a que esté diseñado para poder ser reparado (reparabilidad). Tal y como se observa en Figura 7, se otorga mayor nivel de importancia a la vida útil (4,6) que a la reparabilidad (3,8).

Sobre otros aspectos derivados del “Derecho a reparar”, se evaluó el nivel de importancia que se otorga a los siguientes aspectos:

- Incentivar económicamente la reparación (ej. devolución parcial del coste de reparación).
- Mayor período de garantía al producto reparado (ej. aumento de garantía tras reparación).
- Precios de piezas de recambio asequibles (ej. <10% coste del producto).
- Conocer de antemano fallos típicos y sus costes de reparación.
- Disponer de videos / manuales de autorreparación.

La Figura 7 muestra los resultados obtenidos, obteniéndose la mejor calificación para el aspecto relacionado con la ampliación del período de garantía de los productos reparados (4,3), y la peor calificación para la disponibilidad de videos o manuales de reparación (3,5).

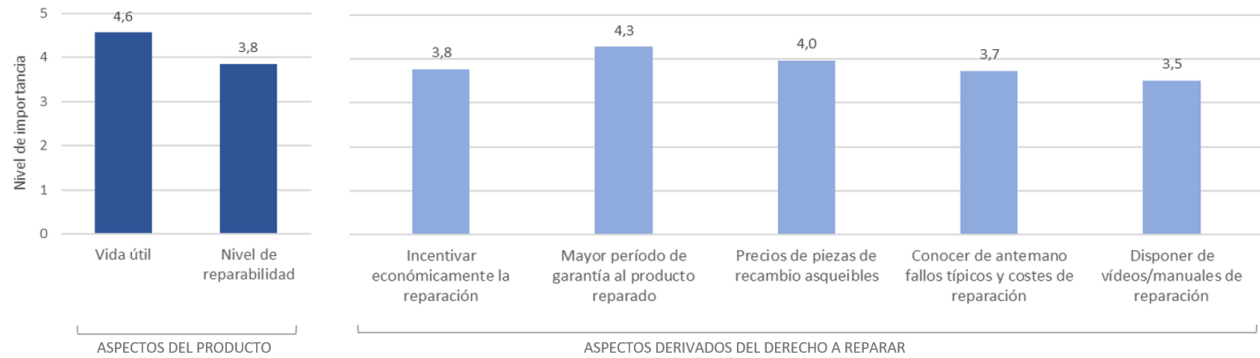


Figura 7. Nivel de importancia para diferentes aspectos relativos a la reparabilidad.

4. Conclusiones

En este estudio se han presentado los resultados obtenidos de una encuesta cuyo objetivo fue identificar las prácticas actuales de uso, mantenimiento y fin de vida del secador.

Dividido en dos grupos según el hábito de los encuestados, se extrae lo siguiente:

- **Hábitos referentes al uso y reparabilidad en secadores actuales.**
 - . Existe una relación directa entre el año de fallo y la falta de mantenimiento.
 - . La mayoría de los usuarios tienen expectativas elevadas sobre la durabilidad del secador, provocándose los fallos reales en períodos más cortos de lo esperado.
 - . Algunos usuarios continúan utilizando el secador con fallos parciales.
 - . Se destaca la necesidad de concienciar sobre el mantenimiento para prolongar la vida útil de los productos y reducir así los residuos generados por los secadores y otros PAEE.
- **Hábitos referentes a la reparabilidad y fin de vida en secadores sustituidos.**
 - . La mayoría de los usuarios desechan los secadores de pelo cuando presentan fallos o disminución de rendimiento, mientras que cuando el motivo de sustitución es diferente, muchos usuarios optan por regalarlo.
 - . La mayoría de los usuarios emplean los contenedores específicos de residuos, sin embargo, hay un porcentaje considerablemente mayor de usuarios que los desechan en la basura general cuando el motivo de sustitución está relacionado con la apariencia del secador.
 - . La mayoría de usuarios no reparan secadores que no son suyos.
 - . En general, aquellos que reparan con éxito prefieren guardar el secador o desecharlo en un contenedor específico de residuos cuando este vuelve a fallar, mientras que cuando la reparación fracasa, los usuarios tienden a desecharlo en la basura general.

Se destaca la importancia de promover la reparación y la correcta gestión al final de la vida del secador para evitar que los residuos acaben en lugares inadecuados. Además, ésta puede promover un vínculo más fuerte entre el usuario y el producto, por lo que lo lleva a una mejor gestión de los residuos.

Una vez identificadas las prácticas actuales del consumidor, se pueden determinar las áreas en las que se puede mejorar para reducir la cantidad de residuos generados por los secadores. Existen diferentes puntos que se analizan a partir de la encuesta que ayudan a reducir y prevenir los residuos, estos son:

- Mantenimiento regular de los secadores, prolongando así su vida útil.

- Fomento de la reparación y auto reparación.
- Patrón de fin de vida adecuado al final de la vida útil de los secadores.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Generalitat Valenciana (CIACIF/2021/106 convocatoria 2022), la financiación recibida para realizar este estudio.

Referencias

- Bartlett, J., Kotrlik, J., Higgins, C., 2001. Organizational research: determining appropriate sample size in survey research appropriate sample size in survey research. *Inf. Technol. Learn. Perform. J.* 19, 43–50. <https://doi.org/10.1109/LPT.2009.2020494>
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Pérez-Belis, V., Juan, P., 2018. A survey on consumers' attitude towards storing and end of life strategies of small information and communication technology devices in Spain. *Waste Manag.* 71, 589–602. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.040>
- COM 614, 2015. Closing the loop: an EU Action Plan for the Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- COM 98, 2020. A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- European Commission, 2022. Right to repair - EPRS | European Parliamentary Research Service.
- European Commission, 2021. Preparatory study for the Ecodesign and Energy Labelling Working Plan 2020-2024 Assistance to the European Commission Task 3 Preliminary analysis of product groups and horizontal swimming pool heaters.
- Hennies, L., Stamminger, R., 2016a. Resources , Conservation and Recycling An empirical survey on the obsolescence of appliances in German households. "Resources, Conserv. Recycl. 112, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.04.013>
- Hennies, L., Stamminger, R., 2016b. An empirical survey on the obsolescence of appliances in German households. *Resour. Conserv. Recycl.* 112, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.04.013>
- INE, 2023. Instituto Nacional de Estadística. URL <https://www.ine.es/>
- Islam, M.T., Abdullah, A.B., Shahir, S.A., Kalam, M.A., Masjuki, H.H., Shumon, R., Rashid, M.H., 2016. A public survey on knowledge, awareness, attitude and willingness to pay for WEEE management: Case study in Bangladesh. *J. Clean. Prod.* 137, 728–740. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.111>
- Open Repair Alliance, 2022. ORA - Open Repair Alliance. URL <https://openrepair.org/>
- Pérez-Belis, V., Braulio-Gonzalo, M., Juan, P., Bovea, M.D., 2017. Consumer attitude towards the repair and the second-hand purchase of small household electrical and electronic equipment. A Spanish case study. *J. Clean. Prod.* 158, 261–275. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.143>
- Qualtrics, 2023. Qualtrix XM. URL <https://www.qualtrics.com/es/>
- The Ellen Macarthur Foundation, 2013. The Ellen Macarthur Foundation, 2013. Towards the Circular Economy.
- United Nations Institute for Training and Research, 2020. The Global E-waste Monitor 2020. URL <https://ewastemonitor.info/>

LOGÍSTICA REVERSA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS: PARCERIAS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL

Oliveira, Renata dos Santos de¹; Almeida Nathalia Medeiros Costa de²; Lopes, Régia
Lúcia^{1*}; Lucena, Luciana de Figueiredo Lopes²

¹Núcleo de Estudos em Saneamento Básico, Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Rio do Norte
(IFRN), Brasil - BR

²Grupo de Pesquisa Interdisciplinares em Economia Circular e Ciclo de Vida, Universidade Federal do Rio Grande do
Norte (UFRN), Brasil - BR

*regia.lopes@ifrn.edu.br

RESUMO

O descarte inadequado dos Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) transformou-se em um desafio para sociedade, pois esses resíduos quando dispersos na natureza provocam danos à saúde humana e aos recursos naturais. Desde junho de 2021 o estado do Rio Grande do Norte, Brasil, conta com duas ações públicas para a logística reversa de REEE. O projeto no âmbito municipal “Natal Limpa e Sustentável” e a campanha de educação ambiental para o descarte correto de REEE denominada “RN + Limpo” firmaram parcerias com as empresas de logística reversa com o objetivo de estimular as práticas ambientais para o descarte correto e destinação adequada desses resíduos. O objetivo deste estudo é analisar a efetividade das duas ações públicas implantadas no estado e para isso foi realizada uma pesquisa sobre o acordo setorial que regula o sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos no Brasil, o levantamento nas empresas locais que atuam nos projetos, identificando as campanhas realizadas, os quantitativos coletados e o envolvimento do poder público nessas ações. Com a meta de coletar 150t de REEE, as campanhas conseguiram em dois anos, manejar 64t. Assim, os resultados mostraram que os projetos criaram canais para a logística reversa, estímulo à economia circular e a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, junto aos consumidores. Assim sendo, os projetos se tornaram políticas de incentivo ao descarte correto dos REEE no âmbito local e de educação ambiental para a comunidade beneficiada.

Palavras-chave: Resíduos eletroeletrônicos, logística reversa, economia circular.

1. Introdução

O avanço tecnológico e o desenvolvimento na produção e consumo dos Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE) vêm crescendo, trazendo consigo um desafio para sociedade global, com relação à geração e ao descarte dos Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE). O relatório Monitoramento Global de Lixo Eletrônico de 2020 (The Global E-waste Monitor, 2020) apresenta uma progressão na geração mundial de REEE, destacando em 2019 o registro de um recorde de 56,6 milhões de toneladas de resíduos eletroeletrônicos produzidos no mundo dos quais, apenas 17,4% foram coletados e reciclados. Uma vez que este tipo de resíduo possui um ciclo de vida curto ou tem suas opções de consertos e reparos diminuídas, em virtude da obsolescência programada, os estudos projetam que em 2030 o mundo gerará

um volume de 74 milhões de toneladas. O volume estimado nessa projeção poderá resultar em um prejuízo incalculável para o meio ambiente e para as gerações futuras (Forti *et al.*, 2020). A ameaça que os REEE representam está associada à presença de metais pesados que, se expostos ao meio ambiente, podem provocar contaminação e danos à saúde do homem (Chung *et al.*, 2011), além de problemas relacionados com a exploração de minerais nobres para fabricação de equipamentos eletroeletrônicos, em regiões com conflitos relacionados aos direitos humanos (Fernandes *et al.*, 2023).

No Brasil, a geração de REEE vem crescendo fortemente tendo em vista a produção e consumo de eletrodomésticos e equipamentos eletrônicos em geral. Segundo a ABINEE (Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica), o faturamento do setor eletroeletrônico atingiu R\$ 218,2 bilhões no ano de 2022, com crescimento nominal de 3% em relação ao realizado em 2021 (R\$ 211,3 bilhões) (ABINEE, 2023). Nesse contexto, o país enfrenta desafios em relação ao descarte correto dos REEE, visto que é necessária uma conscientização da população acerca da importância de destinar corretamente os resíduos, garantindo que os programas de coleta e reciclagem sejam eficientes e seguros para todos.

Diante desse cenário, adotar políticas públicas, implementar ações estratégicas e promover o engajamento da sociedade para o retorno dos REEE para reciclagem, torna-se essencial para mitigar os danos aos recursos naturais e à saúde do homem que esses resíduos provocam se descartados inadequadamente no meio ambiente. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela Lei 12.305/2010 (Brasil, 2010) e regulamentada pelo Decreto nº 10.396/2022 (Brasil, 2022), apresenta a logística reversa como um instrumento de desenvolvimento econômico e social, sendo obrigatório a estruturação e implementação de sistemas de logística reversa (LR) para REEE. Esse instrumento foi regulamentado pelo Decreto nº 10.240/2020 que tornou público o acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico (Brasil, 2020). O acordo setorial de REEE estabelece uma relação contratual entre os produtores, fornecedores, exportadores e comerciantes dos resíduos sólidos e o poder público, e estimula parcerias para a consolidação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, bem como o incentivo à economia circular no mercado nacional.

Nesse sentido, no ano de 2021 o estado do Rio Grande do Norte (RN) e a capital do Estado, Natal, realizaram parcerias com a iniciativa privada por meio de acordo de cooperação para incentivo à logística reversa de REEE. Foram realizadas campanhas e firmadas parcerias com empresas de LR para estimular as práticas ambientais para o descarte correto e destinação adequada dos REEE. Este artigo tem por objetivo apresentar a evolução da gestão de REEE no Estado do RN, dentro do contexto do arcabouço nacional vigente, com um recorte para a análise da evolução temporal das ações realizadas pelo poder público com foco no impacto das parcerias institucionais com a iniciativa privada nos resultados obtidos das campanhas realizadas e a efetividade como canais para a logística reversa dos REEE junto aos consumidores domésticos.

2. Metodologia

O recorte geográfico para realização desta investigação foi o Estado do Rio Grande do Norte (RN), localizado na extremidade nordeste do Brasil. O Estado possui uma área territorial estimada em 52.809.599 Km² com população estimada em 2022 de 3.560.903 habitantes, distribuídos em 167 municípios. Cerca de 81,3% da população está em idade economicamente ativa, embora, 47,8% estejam efetivamente ocupados, com um rendimento domiciliar mensal per capita estimado em R\$1.267,00 e IDH equivalente a 0,684, inferior, portanto, ao IDH do Brasil (0,764) (IBGE, 2022a). A atividade econômica do Estado é concentrada, predominantemente, nos setores de Comércio e Serviços e Industrial, os quais ocorrem principalmente na Região Metropolitana de Natal, capital do Estado, e seu entorno, onde também está a maior concentração populacional. A elevada concentração populacional e econômica em regiões urbanizadas do Estados, leva a um elevado consumo de equipamentos eletroeletrônicos. De acordo com dados da Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios (PNAD) Contínua, mais de 80% da população atualmente possui acesso à internet e à televisão, quantidade crescente, em relação ao ano de 2016, quando 711 mil domicílios tinham acesso à

internet em contraponto aos 1.029 mil domicílios identificados em 2022 (IBGE, 2022b), denotando a importância de se analisar como ocorre a gestão desse tipo de resíduo na região e a participação da gestão pública nesse processo.

Para analisar a efetividade das ações desempenhadas pela gestão pública no Estado para o cumprimento da legislação vigente, no que tange à logística reversa dos REEE, dividiu-se a pesquisa em duas etapas:

- 1) Identificação do arcabouço regulatório da logística reversa de equipamentos de REEE em nível nacional e local: esta etapa teve como objetivo avaliar se as ações realizadas nas campanhas analisadas estão em consonância com as diretrizes e os princípios descritos na PNRS. Para tanto, foram utilizadas as legislações vigentes pertinentes à temática da investigação levantadas a partir da coleta de dados secundários em livros, periódicos especializados e sítios institucionais.
- 2) Análise da efetividade das Campanhas Públicas para impulsionar a logística reversa no Estado: para identificar a efetividade das ações, foi realizada uma pesquisa contendo dados secundários e primários. Para a coleta dos dados secundários foram utilizados relatórios, livros, periódicos e sites especializados que auxiliaram na compreensão e identificação de como os REEE são descartados no Estado, bem como o papel desempenhado pelos agentes públicos. A partir do levantamento secundário realizado, foram realizadas pesquisas de campo com o Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente (IDEMA) como representante do governo estadual, responsável pela campanha de educação ambiental “RN + Limpo” e duas empresas privadas que realizam a coleta e destinação dos REEE e a comercialização dos créditos de reciclagem para a indústria. Foram utilizados questionários com 40 questões, que permitiram a realização de entrevistas semiestruturadas, os quais foram aplicados entre os meses de fevereiro e março de 2023. As questões, visavam identificar e compreender as articulações firmadas entre os setores públicos e privados, os papéis executados por cada um desses atores e os resultados das campanhas.

3. Resultados e Discussões

3.1 A Legislação da Logística Reversa de REEE no Brasil e no Rio Grande do Norte

A gestão de resíduos sólidos no país é balizada pela PNRS (Lei nº12.305/2010) que estabelece diretrizes para a gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos, assim como para a responsabilidade dos geradores, da iniciativa privada e do poder público (Brasil, 2010). A lei instituiu a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (incluindo dos fabricantes, consumidores aos titulares dos sistemas de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos). Tornou-se então obrigatória, a estruturação e implementação da logística reversa dos resíduos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico. Os processos foram regulamentados no ano de 2020, pelo Decreto nº 10.240/2020 (Brasil, 2020) que estabeleceu o retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público.

Os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de EEE são responsáveis, por meio de uma entidade gestora, pelas ações de estruturação da logística de coleta para reciclagem e/ou destinação ambientalmente adequada e planos de comunicação com a sociedade. O Decreto nº 10.240/2020 consolidou o acordo setorial dos REEE, estabelecendo as metas para a coleta e destinação adequada desses resíduos, incluindo também metas para as embalagens dos produtos (Brasil, 2020).

O gerenciamento da operacionalização do sistema de logística reversa é previsto em 04 etapas de execução:

a) descarte (pelos consumidores) em pontos de recebimento; b) recebimento e armazenamento temporário dos produtos eletroeletrônicos descartados, c) transporte dos produtos eletroeletrônicos descartados dos pontos de recebimento até os pontos de consolidação e d) destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2020).

Os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos não são incluídos na obrigatoriedade de execução das ações previstas no Decreto. Entretanto, por acordo prévio firmado com empresas ou a entidade gestora, estes atores podem ser remunerados pela execução de operações que são de responsabilidade dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes. O destaque quanto à participação dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos na operacionalização dos sistemas de logística reversa é dado no Decreto nº 10.240/2020 ao prever o estabelecimento de campanhas ou programas paralelos de destinação final ambientalmente adequada de produtos eletroeletrônicos, em caráter voluntário.

O decreto apresentou um cronograma de implantação de metas nacionais para coleta e destinação de REEE, prevendo-se partir de 1% no ano de 2021 (com 24 cidades atendidas) até atingir gradualmente, o percentual de 17% até o ano de 2025, quando se prevê o alcance de 400 cidades no país, determinando ainda, a meta de 22% para as embalagens desses produtos (Brasil, 2020). Com a comercialização de 1 milhão de toneladas de equipamentos eletroeletrônicos e eletrodomésticos em 2021, a meta de coleta de REEE correspondente a 1% (11.505,83 toneladas) não foi alcançada em nível nacional. As duas gestoras do sistema apresentaram um total de 1.960,77 toneladas coletadas pelo sistema (0,17%), bem abaixo do previsto (GREEN Eletron, 2022; ABREE, 2022). O baixo percentual de retorno dos REEE, corroboram com Ottoni *et al.*, (2020) e Xavier *et al.* (2021) que mencionam a ausência de um sistema adequado para a logística reversa do lixo eletrônico e baixas taxas de reciclagem de REEE no Brasil. Com relação aos resíduos de embalagens, geralmente composto de papel, papelão e plástico, verifica-se que as entidades gestoras buscaram cumprir a meta de 22% mediante o emprego de créditos de reciclagem, mecanismo instituído pelo decreto 11.044/2022 (Brasil, 2022c).

A extensão territorial do Brasil, o pequeno número de empresas recicladoras especializadas em REEE, a falta de mão de obra capacitada e treinada para separação adequada dos resíduos e a baixa participação do consumidor como protagonista na devolução dos resíduos são apontados como determinantes relevantes para os baixos resultados da logística reversa de REEE até então (GREEN Eletron, 2022; ABREE, 2022).

No Rio Grande do Norte, foi prevista a implementação do sistema em 01 município em 2022 (em Natal, capital do Estado), projetando-se a implementação em 04 cidades a partir do ano 3 (Natal, Mossoró, Parnamirim e São Gonçalo do Amarante), atendendo a um contingente de 1.528.611 habitantes (43% da população estadual). De fato, em junho de 2022 foi inaugurada primeira Central de Logística Reversa de Eletrônicos de Natal, cumprindo-se a primeira meta estabelecida pelo Decreto nº 10.240/2020.

Para organizar e direcionar a gestão integrada dos resíduos no Estado do RN, a Secretaria de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do RN (SEMARH) vem atuando no sentido de coordenar as ações, tendo lançado o Plano de Gestão Integrada de Resíduos (PEGIRS/RN) em 2012, sua atualização, o Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS-RN) em 2017 e os Planos Intermunicipais de Resíduos Sólidos (PIRS). Tais planos, apesar de tratarem dos resíduos sólidos urbanos e também dos especiais, não tratam especificamente dos resíduos eletroeletrônicos. Apesar de prever ações de logística reversa, o PERS não contempla a prospecção nem o estabelecimento de diretrizes de implementação do Plano. Apenas é recomendado que o Estado deve incentivar a elaboração de planos específicos de gerenciamento dos resíduos especiais, entre os quais, os REEE.

Assim, em 2019, o Estado promulgou a Lei nº 10.478/2019 que instituiu a logística reversa de pilhas, baterias e aparelhos eletrônicos de pequeno porte (Rio Grande do Norte, 2019). Pela lei, é de responsabilidade dos comerciantes de aparelhos eletrônicos de pequeno porte a instalação de coletores de resíduos em locais de fácil acesso. A coleta deve abranger aparelhos celulares, computadores, monitores, scanners, impressoras, pequenas copiadoras, televisores de tela pequena e aparelhos de som, cabendo aos fabricantes estabelecer os procedimentos de acondicionamento e a promoção do reaproveitamento, tratamento e disposição final seguros deste tipo de equipamento. Prevê-se ainda, uma multa pecuniária caso a lei seja descumprida, articulando-se, portanto, a legislação estadual à PNRS no que tange à

implementação do sistema de logística reversa e, posteriormente, ao Decreto nº 10.240/2020. A capital do Estado (Natal) apesar de não possuir até o momento, nenhuma lei que trate especificamente dos resíduos eletroeletrônicos, na Lei nº 6693 de 03/07/2017, ao dispor sobre o descarte de resíduos em logradouros públicos, determina que o descarte de componentes e equipamentos eletroeletrônicos nestes logradouros, corresponde a uma infração gravíssima à lei (Prefeitura Municipal de Natal, 2017).

3.2 Projetos de Logística Reversa de REEE no RN

O município de Natal e o Estado do RN lançaram no ano de 2021 dois projetos na perspectiva de participar de uma forma mais ativa como agente na operacionalização da gestão dos sistemas de logística reversa, de forma voluntária, como preconiza o Decreto nº 10.240/2020. Os projetos “Natal Limpa e Sustentável” e “RN + Limpo” tiveram início em 5 de junho de 2021 e firmaram parceria com as mesmas empresas, uma de coleta de REEE já instalada na cidade de Natal-RN e uma *Startup* que oferece soluções de logística reversa e uma plataforma de gestão de ciclo de vida e rastreamento dos REEE. Ambos os projetos têm a finalidade de estimular o descarte correto de REEE em seu âmbito de atuação e a sensibilização da sociedade para a proteção ambiental. A execução dos projetos foi dividida em duas fases. A primeira fase foi concentrada na instalação de ecopontos e divulgação por meio dos sítios eletrônicos da prefeitura e do estado e a segunda fase com um caráter educativo e instrucional tem o objetivo de aproximar o consumidor da prática da responsabilidade compartilhada e ciclo de vida do produto por meio de campanhas de coleta e de educação ambiental.

A empresa parceira que realiza a coleta dos REEE é a única no estado que possui as licenças ambientais para atuação na logística reversa desses resíduos, e opera desde o ano de 2005 com serviços de coleta de materiais recicláveis, dentre eles, plásticos, metais, papelão, resíduos perigosos e a gestão de REEE. A empresa é a única cadastrada e autorizada a realizar o transporte de resíduos perigosos, seguindo a normativa de controle de Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR), que é ferramenta de gestão e documento declaratório de implantação e operacionalização de plano de gerenciamento de resíduos que deve ser informada no sistema nacional de informações sobre a gestão de resíduos sólidos (SINIR) do governo federal.

3.2.1 Primeira fase - implantação de ecopontos

a) Projeto Natal Limpa e Sustentável: Num primeiro momento, o foco da campanha foi concentrado junto às secretarias, entidades e órgãos públicos municipais. A campanha foi expandida para locais de grande circulação tais como shopping center, supermercados e farmácias, para recebimento de REEE da comunidade totalizando 25 ecopontos fixos de coleta e, mais recentemente, com o atendimento domiciliar em condomínios, sendo a divulgação por meio dos canais oficiais da prefeitura. A Companhia de Serviços Urbanos de Natal (URBANA) atua como intermediadora do descarte-coleta dos REEE, mediante instalação dos ecopontos ou por requerimento de coleta domiciliar via aplicativo *Whatsapp* e formulário no sítio eletrônico do projeto, tendo realizado nesse período ações de sensibilização para estimular o descarte correto. Após realizada a coleta dos REEE pela empresa parceira, os resíduos são classificados de acordo com a legislação nacional e encaminhados para a destinação adequada, sendo a trajetória rastreada pela *startup*.

b) Projeto RN + Limpo: O IDEMA lançou o Projeto “RN + Limpo” com o objetivo de “promover a Educação Ambiental com a conscientização sobre o descarte correto de eletrônicos e os impactos no meio ambiente”. Para isso, o projeto investiu inicialmente na instalação de 11 ecopontos que foram distribuídos nos órgãos públicos (secretarias de estado) e pontos de turismo tais como Parque das Dunas e Cajueiro de Pirangi.

O Projeto “RN + Limpo” tem como o tema “Restaurar para Viver”, portanto, frisa a importância e a necessidade da participação da sociedade através da responsabilidade compartilhada, envolvendo cidadãos em campanhas educativas. A meta do projeto é coletar 150 toneladas de REEE sem custos de processamento e logística para o poder público. Os projetos “Natal Limpa e Sustentável” e “RN + Limpo”

são similares e tem o mesmo perfil estratégico de abordagem sobre o descarte correto dos REEE com a comunidade e a mesma rota tecnológica de gestão pós-consumo dos resíduos. O recorte temporal que caracterizou a primeira fase foi iniciado em junho de 2021 a junho de 2022 e nesse período foram coletadas cerca de 16 toneladas de REEE.

3.2.2 Segunda fase – campanhas de coleta

A segunda fase do projeto foi iniciada em junho de 2022, com previsão de conclusão em junho de 2023. Essa fase teve um caráter educativo e instrucional e visou aproximar o consumidor da prática da responsabilidade compartilhada e ciclo de vida do produto por meio da educação ambiental. Para isso, o IDEMA e a Companhia de Águas e Esgotos do RN (CAERN), ambos órgãos do estado, realizaram o planejamento e lideraram as ações estratégicas, estimulando a formação de comitês de participação social nos municípios, com objetivo de despertar autonomia dos cidadãos para sua responsabilidade com o meio ambiente.

A partir do segundo semestre de 2022, o projeto planejou campanhas educativas para diversas regiões do estado. O órgão ambiental captou parcerias em empresas instaladas no estado para financiamento das campanhas educativas, promovendo gincanas em escolas como estratégia de educação ambiental, e o fortalecimento dos comitês locais para sensibilização da logística reversa de REEE e a importância do descarte correto.

Dos 167 municípios do Estado do RN, 49 já possuem comitês, facilitando o repasse de informações sobre a educação ambiental e todo o processo de coleta de REEE. As cidades que não possuem comitê ambiental também recebem essas informações, porém em caso de coletas eles comunicam ao IDEMA e a empresa de coleta de REEE se responsabiliza pela logística para coleta dos resíduos.

Atualmente existem 33 coletores distribuídos na cidade de Natal, espalhados em órgãos públicos e locais de fácil acesso e grande circulação de pessoas e 01 no município de Ipanguaçu em uma unidade escolar. A campanha “RN + Limpo” realizou gincanas em 49 escolas municipais e estaduais em 12 municípios da região do Seridó no ano de 2022. No ano de 2023 já está em execução a campanha de coleta de REEE em 3 municípios da região Central do estado, utilizando a estratégia de mutirões de coleta por bairros, com calendário pré-definido e divulgação pelos meios de comunicação das cidades e sítios eletrônicos do projeto.

Com essas estratégias, no período de junho de 2021 a fevereiro de 2023, as campanhas de coleta de REEE resultaram em aproximadamente 64 toneladas de resíduos coletados exclusivamente pela participação dos consumidores domésticos, como mostrado na tabela 01.

Tabela 1. Tipos de REEE coletados

Produto	Peso total (kg)
Linha Verde	56.937,055
Linha Branca	684,200
Plásticos	239,700
Resíduos perigosos	3.132,295
Resíduos comum	2.988,610
Total	63.981,860

A quantidade total de resíduos coletados nos dois projetos foi de 63.981,860 kg, dos quais 56.937,055 kg (90,1%) foram identificados como REEE (resíduos de equipamentos de informática e outros eletrônicos classificados como Linha verde e eletrodomésticos classificados como Linha branca). Os demais materiais foram classificados como materiais perigosos (4,9%), plásticos (0,4%) e resíduos comuns (4,7%).

Esses resultados mostraram a importância do envolvimento dos órgãos públicos como articuladores da educação ambiental, embora a legislação (Decreto 10.936/2022) coloque como responsabilidade do setor produtivo a estruturação de planos de comunicação com a sociedade. Ressalta-se que a devolução dos REEE depende do comportamento do consumidor em descartar os referidos resíduos, como identificado também por Botelho *et al.* (2016), e por isso é importante se estruturar sistemas eficientes de comunicação com a sociedade.

4. Conclusões

A parceria das empresas privadas com o poder público tornou-se relevante frente aos desafios da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil, em especial os resíduos de caráter perigosos como os eletroeletrônicos. Compreende-se que o desafio da articulação para gerir os REEE é a logística reversa. Dessa forma, estabelecer as estratégias que envolvem a participação social, articuladores do poder público e operadores logísticos, possibilitou que o estado do RN apresentasse uma grande adesão para implementar a responsabilidade compartilhada do ciclo de vida do produto, reduzindo assim os impactos ambientais gerados pelos REEE.

A participação de empresas de tecnologia que realizam o rastreio dos REEE foi importante para a quantificação dos resultados e o acompanhamento da destinação ambientalmente adequada desses resíduos, permitindo uma avaliação da efetividade desse projeto, tendo em vista as baixas taxas de retorno de REEE que são observadas no Brasil. Dessa forma verifica-se que os projetos criaram um canal para a logística reversa como estímulo à economia circular sustentável através de estratégias de educação ambiental.

As campanhas para a coleta de REEE continuam durante todo o ano de 2023 pois ainda não foi atingida a meta de coletar 150 toneladas prevista no projeto “RN + Limpo”. As parcerias firmadas nos projetos tornaram-se essenciais para a efetividade das operações logísticas, e deverão ter continuidade de modo a se tornar uma campanha permanente, para que a população esteja devidamente sensibilizada de sua responsabilidade no processo, conforme estabelecido na PNRS. As campanhas demonstraram que são necessárias estratégias diferentes que se adequem a vários públicos, de forma a fortalecer os canais reversos e aumentar a quantidade de resíduos com retorno ao processo produtivo.

Agradecimentos

À Pró-Reitoria de Pesquisa (Propesq) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), pela bolsa de Iniciação Científica, e às empresas e instituições públicas envolvidas no projeto que disponibilizaram dados para avaliação.

Referências

ABINEE – Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica. Comportamento da Indústria Elétrica e Eletrônica em 2022. <http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm> (Acesso em 04/03/2023).

ABREE – Associação Brasileira de Reciclagem de Eletroeletrônicos e Eletrodomésticos. 2022. Relatório Anual de Desempenho do Sistema de Logística Reversa (SLR) de Eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico. São Paulo, Brasil.

Botelho, A., Dias, M.F., Ferreira, C., & Pinto, L.M.C. 2016. The market of electrical and electronic equipment waste in Portugal: Analysis of take-back consumers’ decisions. *Waste Management & Research* Vol. 34(10) 1074–1080. DOI: 10.1177/0734242X16658546

Brasil, Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS). https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm (acesso 14/02/2023).

Brasil, Decreto nº 10.240/2020. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/d10240.htm (Acesso em 09/03/2023).

Brasil, Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d10936.htm (acesso 14/02/2023).

Brasil, Decreto nº 11.044 de 13 de abril de 2022. Institui o Certificado de Crédito de Reciclagem - Recicla+. <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.044-de-13-de-abril-de-2022-393553968> (Acesso em 20/03/2023).

Chung, S., Lau, K., Zhang, C., 2011. Geração e medidas de controle para lixo eletrônico em Hong Kong. *Waste Management*, Vol. 31 (3), 544-554. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.003>.

Fernandes, L., Cruz, A. M. R., Cruz, E. F., Lopes, S. I., 2023. A Review on Adopting Blockchain and IoT Technologies for Fostering the Circular Economy in the Electrical and Electronic Equipment Value Chain. *Sustainability*, 15, 4574. <https://doi.org/10.3390/su15054574>.

Forti, V.; Baldé, C.P.; Kuehr, R.; Garam, B. *The Global E-Waste Monitor 2020—Quantities, Flows, and the Circular Economy Potential*; United Nations University/United Nations Institute for Training and Research, International Telecommunication Union, and International Solid Waste Association: Hamburg, Germany, 2020.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022a). <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/panorama> (acesso em 30/04/2023).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022b). *Pesquisa Nacional de Amostras por Domicílio Contínua*. <https://painel.ibge.gov.br/pnadc/> (acesso em 30/04/2023).

Otoni, M., Dias, P., Xavier, L. H. (2020). A circular approach to the e-waste valorization through urban mining in Rio de Janeiro, *Brazil Journal of Cleaner Production* Volume 261. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120990>.

Prefeitura Municipal de Natal (2017). Lei nº 6.693 de 03 de julho de 2017. Dispõe sobre a proibição do descarte de resíduos sólidos nos logradouros públicos do Município de Natal e dá outras providências. <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=345735>. A(acesso em 30/04/2023).

Rio Grande do Norte, Lei nº 10.478 de 30 de janeiro de 2019. Determina às empresas que comercializam pilhas, baterias e aparelhos eletrônicos de pequeno porte no Estado do Rio Grande do Norte a instalação de coletores de lixo eletrônico. <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=374485> (acesso em 20/03/2023)

Xavier, L. H., Otoni, M., Lepawsky, J., 2021. Circular economy and e-waste management in the Americas: Brazilian and Canadian frameworks. *Journal of Cleaner Production*, Volume 297. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126570>.

SESIÓN S3-2

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS



CARACTERIZACIÓN MACROSCÓPICA DE LOS BIORRESIDUOS RECOGIDOS SELECTIVAMENTE EN LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA DURANTE EL PRIMER AÑO DE IMPLANTACIÓN

Badenes Catalán, Cristóbal¹; Moreno Solaz, Héctor^{1*}; Fernández Moreno, Mónica¹;
Gallardo Izquierdo, Antonio²; Cloquell Ballester, Victor³; Artacho Ramírez, Miguel Ángel³;
Edo Alcón, Natalia⁴

¹Ayuntamiento de Castelló de la Plana, Castellón, España; ²INGRES Ingeniería de Residuos, Universitat Jaime I, Castellón, España; ³PRINS Centro de Investigación en Dirección de Proyectos, Innovación y Sostenibilidad, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España

⁴Eurofins-IPROMA, Castellón, España

*hecmor@castello.es

Resumen

Conocer la composición de los biorresiduos recogidos selectivamente es muy importante para obtener compost de buena calidad. En la ciudad de Castelló de la Plana se implantó la recogida selectiva de biorresiduos en el año 2020 y para valorar su aptitud para producir compost se realizó un estudio de caracterización mensual de muestras durante un año. Los muestreos permitieron obtener la composición media anual de los residuos diferenciando varias subcategorías, tanto para la materia orgánica como para los residuos impropios, en los 6 distritos de la ciudad. En cada uno de ellos, se obtuvieron valores diferentes que permitieron establecer relaciones con algunas variables socioeconómicas como la edad media, la renta bruta por hogar o la presencia de grandes productores. En este estudio se ha observado que la mejor composición de los biorresiduos se obtuvo en el distrito Oeste de la ciudad, que es el que tiene de media una edad media menor. Respecto al nivel de renta bruta por hogar, los resultados no permiten establecer una relación directa entre esta variable y una mejor composición de los biorresiduos. Por último, de los datos obtenidos, se observa que existe un importante margen de mejora en las aportaciones realizadas por los grandes productores, ya que parecen no estar llevando a cabo un buen uso del contenedor marrón.

Palabras clave: Caracterización, residuos municipales, recogida selectiva, impropios, biorresiduos.

1. Introducción

En los últimos años se está poniendo el foco en mejorar los sistemas de recuperación y reciclaje de los residuos municipales (RM) para su uso como materias primas en diferentes procesos, contribuyendo así al proceso de economía circular (Das et al., 2021) y al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en particular al número 12 (Producción y Consumo responsables) que tiene entre sus metas “reducir la generación de RM mediante prevención, reducción, reciclado y reutilización”.

Sin duda, el aumento de los RM es un desafío global y los residuos orgánicos (o biorresiduos) son su principal componente (Chen et al., 2020). Por ello, en la Unión Europea la normativa sobre el tratamiento de biorresiduos obliga a realizar un esfuerzo a las entidades locales para la recogida, separación y posterior tratamiento, generalmente compostaje (Slavík et al., 2019). Pero cuando estos residuos se compostan, la composición de las materias primas iniciales es muy importante para obtener un producto de buena calidad (Huerta-Pujol et al., 2011) y por ello, la presencia de residuos impropios mezclados con

los biorresiduos recogidos dificulta el reciclaje de materia orgánica de calidad suficiente para usos agrícolas.

En la senda de aumentar un 50% en peso la preparación para la reutilización y reciclado de residuos domésticos a corto plazo, la ciudad de Castelló de la Plana ha realizado serios avances en los últimos años. La ciudad cuenta con una población de 172.589 habitantes en 2021, que se reparten en 6 distritos según se muestra en la Figura 1, y una generación media de residuos que supera los 405 kg por habitante y año (INE, 2021).

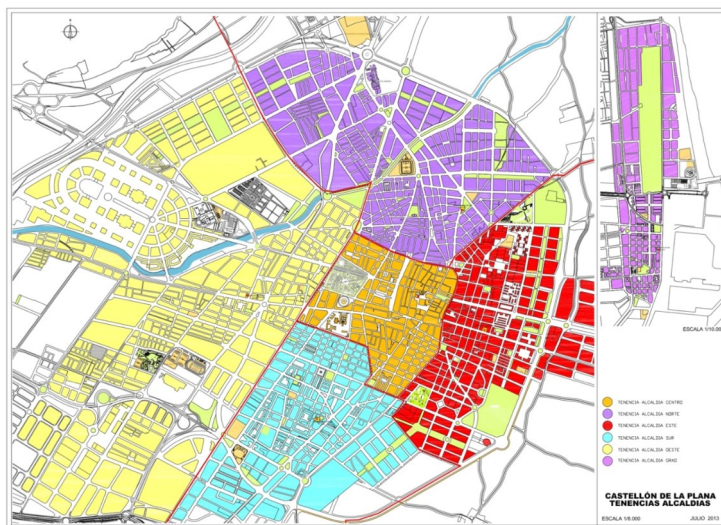


Figura 1. Distritos de Castelló de la Plana

Respecto a su actividad económica, destaca el sector servicios (68%) donde predominan los establecimientos del Canal HORECA (Hoteles, Restaurantes y Cafeterías). Además de esto, en la Tabla 1 se presentan algunas características socioeconómicas de la ciudad.

Tabla 1. Características socioeconómicas de la ciudad

CARACTERÍSTICAS	NORTE	SUR	ESTE	OESTE	CENTRO	GRAO	CIUDAD
Población 2021 (hab)	30.136	34.614	40.068	25.914	23.554	19.303	172.589
Edad media (años)	42,36	40,88	44,41	40,09	46,29	41,94	42,66
Renta bruta por hogar (€)	36.846	31.757	44.852	31.503	42.844	35.958	37.294
N.º Grandes Productores	128	168	142	216	252	89	995

Previamente a la implantación definitiva de la recogida de biorresiduos en Castelló de la Plana se llevaron a cabo varias experiencias piloto (Gallardo et al. 2017, 2019). El análisis de sus resultados permitió detectar las consideraciones y necesidades a tener en cuenta en el diseño actual del servicio de recogida de biorresiduos.

Actualmente, la recogida de biorresiduos se realiza mediante tres camiones recolectores de carga lateral que realizan seis rutas de recogida con frecuencia alterna. Para ello, se han instalado en la vía pública 1.098 contenedores de tapa marrón de 2.000 l de capacidad (12,72 l/hab). Los contenedores recogen los residuos domiciliarios, pero también los de los establecimientos de hostelería como hoteles, restaurantes, y comercios, además de colegios o establecimientos de comida para llevar. A todos ellos se les considera grandes productores de materia orgánica (última fila de la Tabla 1).

El objetivo de este trabajo ha sido el análisis de la influencia de las variables socioeconómicas “edad media”, “renta bruta por hogar” y “número de grandes productores” en la composición de los biorresiduos caracterizados durante el primer año de implantación.

2. Metodología

La caracterización de los biorresiduos permite determinar su composición y calidad, es decir, conocer tanto la tipología y cantidad de materia orgánica (o Fracción Orgánica de Residuos Municipales, en adelante FORM) como de impropios que se depositan en este contenedor.

En la actualidad no existe una metodología estandarizada para calcular el número mínimo de muestras en la caracterización de RM, sino que se han desarrollado una gran variedad de métodos distintos que se aplican en función de las condiciones de cada caso y la información que se quiere obtener. De todas ellas, se ha utilizado la metodología desarrollada por la Comisión Europea (2004) para el análisis de residuos sólidos (SWA-Tool) con un nivel de confianza del 95% y un error del 10% (Pehlken et al., 2000).

Aplicando dicha metodología, se diseñó un plan por el que a lo largo de 12 meses, desde diciembre de 2020, se muestrearon y caracterizaron mensualmente seis contenedores, cada uno procedente de un distrito, y se llevó a cabo el análisis de los resultados obtenidos. De esta forma, el número de muestras obtenidas fue de 72.

Para llevar a cabo las caracterizaciones se tuvieron en cuenta los siguientes documentos de referencia:

- Norma UNE-EN-14899: 2007. “Caracterización de residuos. Toma de muestras de residuos. Esquema para la preparación y aplicación de un plan de muestreo”.
- Protocolo de caracterización de la FORM de la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC, 2022).

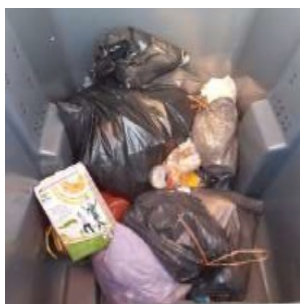


Figura 2. Biorresiduos depositados en contenedor



Figura 3. Biorresiduos preparados para su caracterización

Para cada distrito o muestra, la caracterización comenzaba con el vaciado del contenedor de FORM correspondiente sobre una lona impermeable (Figuras 2 y 3), de forma que ni la muestra ni el suelo se contaminaran. A continuación, tras abrir todas las bolsas para que su contenido pudiera ser caracterizado, se procedía a separar y clasificar la muestra según las diferentes fracciones definidas, colocando los materiales en los recipientes correspondientes. Tras finalizar la separación y clasificación de toda la muestra, se llevaba a cabo el pesaje de cada fracción. El peso total de la muestra caracterizada se obtenía por la suma de los pesos de los materiales separados.

Las fracciones definidas de los biorresiduos para la caracterización se recogen en la Tabla 2:

Tabla 2. Fracciones analizadas en la caracterización de biorresiduos

FRACCIÓN	DESCRIPCIÓN
MATERIA ORGÁNICA (FORM)	

Restos de comida	Residuos orgánicos biodegradables de origen vegetal y/o animal (peladuras de frutas y verduras; cáscaras de huevos; mariscos y frutos secos; huesos, pieles y espinas de carne y pescado; comida cocinada o en mal estado)
Residuos celulósicos	Papel de cocina, servilletas de papel y diferentes tipos de palillos de madera
Pequeños restos vegetales	Flores y hojas marchitas, pequeñas ramas, etc. Siempre que sean de tipo no leñoso y el tamaño sea inferior a 20l
Otros materiales compostables	Bolsas compostables (polímeros de origen vegetal) UNE-EN 13432:2001
IMPROPIOS (No asimilables a FORM)	
Vidrio	Botellas y frascos de vidrio
Restos de jardín y poda	Fracción vegetal de tamaño grande y leñoso procedente de poda de jardines, así como cantidades superiores a 20l de césped segado y hojas caídas
Envases ligeros	Residuos de envases metálicos y plásticos, y briks
Papel y cartón	Envases de papel y cartón
Residuos sanitarios	Residuos sanitarios de cualquier tipo generados en centros sanitarios y veterinarios
Otros	Cualquier otro tipo de residuo

3. Resultados

Los resultados de las caracterizaciones permiten obtener los porcentajes de los distintos componentes encontrados en las muestras para cada uno de los distritos de la ciudad. Además, dada la influencia que las variables socioeconómicas tienen sobre la generación y composición de los residuos, se va a realizar un análisis de la composición en relación con la edad media, la renta bruta por hogar así como con el número de grandes productores existentes en cada uno de los distritos de la ciudad. El análisis cualitativo según los diferentes materiales encontrados en las muestras se recoge en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados anuales de la caracterización de los biorresiduos en porcentaje

FRACCIONES (%)	DISTRITO						CIUDAD
	NORTE	SUR	ESTE	OESTE	CENTRO	GRAO	
MATERIA ORGÁNICA (FORM)							
Restos de comida	49,69	49,80	57,42	62,94	50,23	38,39	51,41
Residuos celulósicos	4,81	5,98	5,89	5,31	5,33	5,28	5,43
Pequeños restos vegetales	1,45	0,45	0,14	0,53	0,58	0,17	0,55
Otros materiales compostables	0,28	0,24	0,27	0,21	0,18	0,22	0,23
Subtotal FORM	56,24	56,47	63,72	68,98	56,32	44,05	59,70
IMPROPIOS (No asimilables a FORM)							
Vidrio	5,29	6,13	5,83	3,29	5,33	6,24	5,35
Restos de jardín y poda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,39	2,07
Envases ligeros	15,03	14,80	13,69	11,94	14,00	13,43	13,82
Papel y cartón	5,72	7,73	6,15	3,90	8,37	6,17	6,34
Residuos sanitarios	8,61	4,90	3,78	5,78	4,36	6,10	5,59
Otros	9,12	9,96	6,83	6,10	11,63	11,62	9,21
Subtotal IMPROPIOS	43,76	43,53	36,28	31,02	43,68	55,95	40,30

Los resultados obtenidos de las caracterizaciones son mejorables. En Sabadell, por ejemplo, siendo una ciudad con una población similar y con el mismo sistema de recogida que Castelló de la Plana, se están obteniendo porcentajes de impropios de entorno al 19% (ACR, 2022). Lo mismo ocurre en otras zonas mancomunadas del País Vasco (Debabarrena, 2019) o Extremadura (Extremambiente, 2020) donde los impropios no superan el 15%.

Respecto a los resultados de las fracciones que constituyen la FORM, los restos de comida suponen la parte más importante. Sin embargo, presentan diferentes valores entre distritos, con una diferencia

máxima de 24,55 puntos porcentuales entre el distrito Oeste, el que mejores valores ha obtenido y el distrito de El Grao, que presenta los peores resultados. La fracción de pequeños restos vegetales destaca por su reducida presencia, lo que podría deberse a que los ciudadanos desconocen la posibilidad de depositar estos residuos en el contenedor marrón y en su lugar utilizan el contenedor de la fracción resto.

En cuanto a las fracciones que constituyen los impropios, destacan los restos de jardín y poda en el distrito de El Grao, siendo el único distrito en el que se han registrado. La estructura urbanística de esta zona formada por un mayor número de viviendas unifamiliares con jardín que generan más residuos de este tipo puede ser la causa de estos resultados. Estos restos procedentes de la poda de parques y jardines urbanos constituyen un recurso rico en lignocelulosa de bajo coste y alta disponibilidad, que actualmente se utiliza en procesos de compostaje o digestión anaeróbica (Viretto et al., 2021). Sin embargo, su depósito en este contenedor no es el adecuado, ya que son de gran tamaño y por ello precisan de un tratamiento previo de trituración para poder ser utilizados en el compostaje.

Se aprecia también un alto porcentaje de envases ligeros entre las fracciones de impropios, representando de media para la ciudad el 13,82%. Entre ellos, se encuentran las bolsas de plástico utilizadas como bolsas de basura (plástico film) pero también se diferencian briks, metales, PET, PEAD, PEBD y otros plásticos que se utilizan como envases para los productos alimenticios y, por tanto, se pueden haber depositado junto con la comida que contenían o por desconocimiento.

En cuanto a las variables socioeconómicas estudiadas, el análisis de la “edad media de la población” respecto a la distribución de FORM y de impropios por distrito se muestran en la Figura 4.

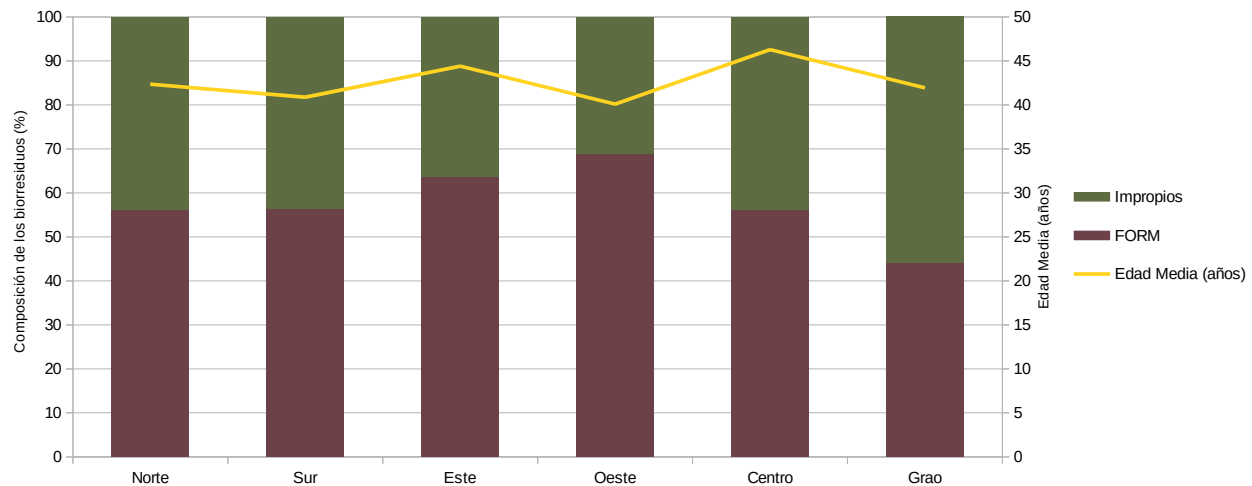


Figura 4. FORM e impropios con respecto a la edad media en cada distrito

En la Figura 4 se observa que en el distrito Oeste donde la edad media es la menor, se obtienen los valores recogidos más altos de porcentaje de FORM. En cuanto a la mayor edad media, se registra en el distrito Centro, que presenta el segundo peor valor de porcentaje de FORM. En este distrito pueden afectar otras variables respecto al porcentaje de FORM obtenido, como la menor disponibilidad de contenedores por un alto grado de calles peatonalizadas, que cuentan con un sistema de “quita y pon”. Este sistema consiste en la colocación y posterior retirada de contenedores de pequeño tamaño en horario nocturno.

La Figura 5 muestra el análisis de la influencia de la variable socioeconómica “renta bruta por hogar”, en euros, respecto a los porcentajes obtenidos en cada distrito de las fracciones de biorresiduos, incluyendo el desglose de las que componen la FORM.

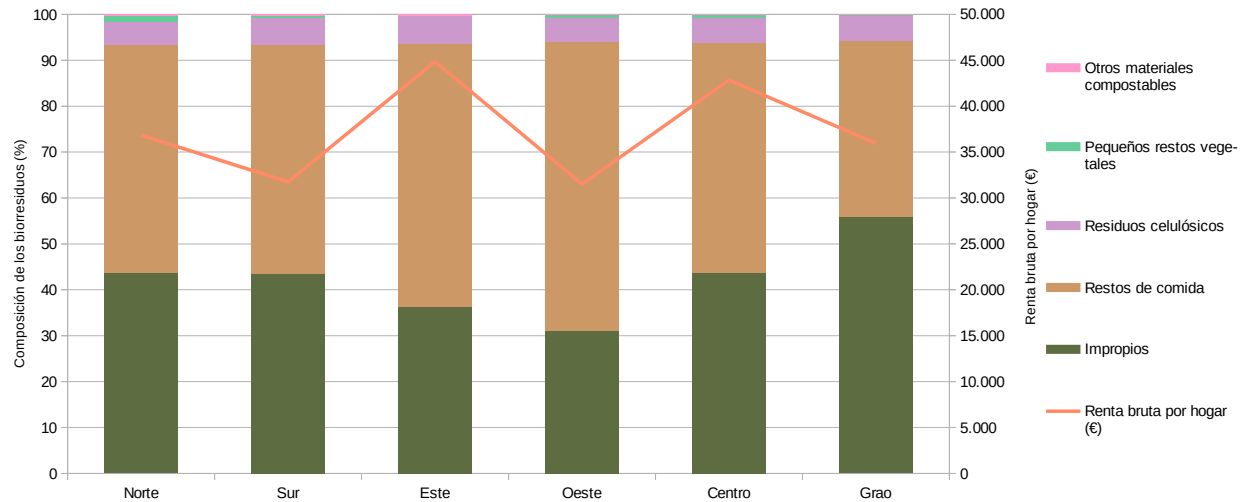


Figura 5. FORM (desglosada) e impropios con respecto a la renta bruta por hogar en cada distrito

Se puede observar que el distrito Este que es el de mayor renta, no ha obtenido los valores de FORM más altos y que los peores resultados tampoco se han obtenido donde la renta es menor, que es el caso del distrito Oeste, sino que precisamente este último distrito es el que mejores valores ha obtenido. De todo ello se deduce que no existe una relación aparente entre la variable renta bruta por hogar y los porcentajes de FORM e impropios. Resultados parecidos se obtuvieron en el trabajo realizado por Gallardo et al. (2018), donde se analizó la composición de los contenedores de envases (donde se depositan metales, plásticos y brick) en dos zonas de Castelló de la Plana, una de renta alta y otra de renta baja, sin hallar diferencias significativas en la composición.

Cabe también relacionar la renta bruta por hogar con el uso de bolsas compostables, ya que es un factor clave para obtener un compost de calidad. En general, en las acciones de sensibilización, cuando a los ciudadanos se les explica que deben utilizar bolsas compostables, suelen negarse a asumir el incremento de coste de este tipo de bolsa respecto a la bolsa de plástico. Sin embargo, al comparar la cantidad de residuos de bolsas compostables encontrados por distrito con la renta bruta por hogar, se observa que no hay una relación directa entre ambas variables. Así lo indican los datos para el distrito Este en el que la renta bruta por hogar es la mayor, pero en el que, sin embargo, no se ha obtenido el mayor porcentaje de "Otros materiales compostables". Lo mismo ocurre en el distrito Centro, que es el segundo con mayor renta bruta por hogar, y donde se ha presentado el menor porcentaje de estas bolsas. Por tanto, no parece que el coste superior de la bolsa compostable respecto de la bolsa de plástico puede ser un impedimento a la hora de llevar a cabo la separación de restos orgánicos en los hogares de Castelló de la Plana.

En cuanto a la relación de la composición de FORM y de impropios detectados con respecto al número de grandes productores en los distritos, la Figura 6 muestra que no existe una relación proporcional directa entre la cantidad de dichos productores de residuos y la composición de la FORM depositada en los contenedores. Así pues, mientras que en el distrito Centro se halla el mayor número de grandes productores, el porcentaje de la FORM ha estado por debajo de la media recogida para todos los distritos, siendo el tercer peor valor. Y, en cambio, en el distrito Este, con el segundo mejor resultado del porcentaje de FORM, es el cuarto en cuanto al número de productores de residuos orgánicos.

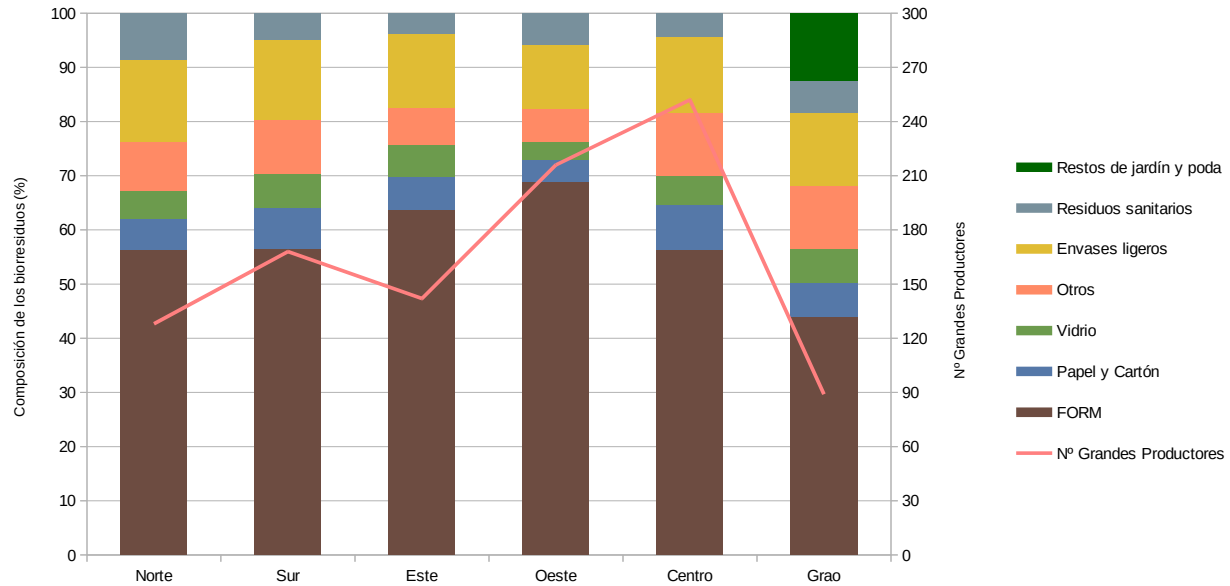


Figura 6. Impropios con respecto al número de grandes productores en cada distrito

Del análisis anterior se deduce que los hogares conocen o utilizan mejor los contenedores de materia orgánica que los grandes productores. Por tanto, convendría llevar a cabo acciones que se centraran en la información y sensibilización de los grandes productores para fomentar el uso correcto de este contenedor por los mismos, así como establecer incentivos de tipo económico o fiscal.

Por último, se puede observar que en el distrito Centro hay un mayor porcentaje de residuos de papel y cartón, así como de otros restos, coincidiendo con el mayor número de grandes productores. Se da la circunstancia, además, de que es el distrito con mayor presencia de otro tipo de comercios que generan gran cantidad de embalajes dentro de su actividad comercial. Por tanto, estos resultados pueden deberse a que los comercios en dicho distrito los han depositado incorrectamente en este contenedor.

4. Conclusiones

La implantación de la recogida selectiva de los biorresiduos en la ciudad de Castelló de la Plana comenzó en 2020 y durante un año se han llevado a cabo varias caracterizaciones que han permitido conocer la composición de los residuos. El principal objetivo de este estudio ha sido el análisis de la influencia de las variables socioeconómicas “edad media”, “renta bruta por hogar” y “número de grandes productores” en la composición de los residuos depositados en el contenedor marrón.

De media, el distrito donde los biorresiduos recogidos selectivamente tiene mayor calidad para su compostaje es el distrito Oeste, siendo además el que cuenta con la media de edad más baja de la ciudad, lo que puede implicar que la gente más joven tiene mayor concienciación al respecto.

Respecto a la renta bruta por hogar, no se observa una relación directa entre esta variable y el mejor uso del contenedor, por lo que se deduce que puede influir más el grado de concienciación de la población u otros factores técnicos como la cercanía del contenedor.

En futuros estudios se plantea analizar otras variables más relevantes como el “nivel de educación”, ya que puede tener relación con la edad media y la renta bruta por hogar. De esta forma se podría determinar si existe alguna influencia entre estas variables agregadas y el grado de concienciación a la hora de utilizar este contenedor.

Del análisis de la presencia de grandes productores en cada distrito en relación con la composición del contenedor, no se observa una correlación directa, de manera que se deduce que estos productores de biorresiduos no están llevando a cabo una correcta separación. Sin embargo, los grandes productores resultan un agente clave en cuanto a la cantidad y calidad en el uso del contenedor marrón. Por ello, para mejorar los resultados, se podrían realizar futuras acciones consistentes en el sistema de recogida selectiva puerta a puerta, junto con programas de seguimiento consistentes en caracterizaciones de la composición de los residuos depositados por ellos, acompañada de acciones de educación ambiental.

Referencias

- Agencia de Residuos de Cataluña (2022). Protocolo de caracterización de la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM) procedente de la recogida selectiva de los residuos municipales.
- Chen, T., Zhang, S., & Yuan, Z. (2020). Adoption of solid organic waste composting products: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 272.
- Das, A. K., Islam, M. N., Billah, M. M., & Sarker, A. (2021). COVID-19 and municipal solid waste (MSW) management: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 2021 28:23, 28(23), 28993–29008. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13914-6>
- European Commission. (2004). Methodology for the Analysis of Solid Waste: Development of a Methodological Tool to Enhance the precision & Comparability of Solid Waste Analysis data.
- Gallardo A.; Edo-Alcón, N.; Carlos, M.; Colomer, F.J.; Esteban-Altabella, J.; Muñoz, N.; Badenes, C.; Betrán, I.; Colás, V.; Muñoz, A. (2017). Hacia el quinto contenedor: experiencia piloto de recogida selectiva de la FORSU en Castellón de la Plana. *Equipamiento y Servicios Municipales*, 182 24-31.
- Gallardo, A.; Carlos, M.; Colomer, F.J.; Edo-Alcón, N. (2018). Analysis of de waste selective collection at drop-off systems: Case study including the income level and the seasonal variation. *Waste Management & Research*. 36 pp. 30-38.
- Gallardo, A., Edo-Alcón, N., Colomer Mendoza, F. J., Jorge Ortiz, A., Badenes Catalán, C., Colás Ramos, V., & Apolinar Roig, V. (2019). *Recogida separada de la fracción orgánica procedente de los residuos sólidos urbanos: resultados de la experiencia piloto desarrollada en Castellón de la Plana (España)*. <http://repositori.uji.es/xmlui/handle/10234/188040>
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F. X., & López, M. (2011). Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 1095–1099. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2011.06.008>
- Instituto Nacional de Estadística. www.ine.es. Consultado en diciembre 2022.
- Mancomunidad Comarcal de Debabarrena, 2019. <http://www.kaixotxartela.com>, consultado en diciembre 2022.
- Mancomunidad Integral de Municipios Centro de Extremadura, 2020. <http://extremambiente.juntaex.es>, consultado en diciembre 2022.
- Pehlken, A., Von Blottnitz, H., & Pretz, T. (2000). Anforderungen an die Probenahme von Restabfall - Ansatz fuer ein neues Probenahmemodell. *Aufbereitungs-Technik Processing*, 41(9), 409–415.
- Slavík, J., Rybová, K., & Dolejš, M. (2019). Biowaste separation at source and its limitations based on spatial conditions. *Detritus*, 5(March), 36–45. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13787>
- Viretto, A., Gontard, N., & Angellier-Coussy, H. (2021). Urban parks and gardens green waste: A valuable resource for the production of fillers for biocomposites applications. *Waste Management*, 120, 538–548.

TASA DE GENERACIÓN DE DESECHOS DESPUÉS DE LA PANDEMIA EN PANAMÁ (2021)

Vallester Espino, Erick Napoleón¹, Hatke, Tatiana Lineth² Vallester Pinzón, Ana Laura²

¹Grupo de investigación Nitrato, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá,
Campus Víctor Levy Saso, erick.vallester@utp.ac.pa

²Consultoría, Estudios y Diseños, S.A., Consultora, Panamá, tatianalinette@gmail.com, avallester24@gmail.com

Resumen

En Panamá una de las problemáticas que afecta a la población y al ambiente es la de la recolección de los desechos sólidos, por lo que el estudio de esta es muy importante para el mejoramiento de la población. El hecho de estar en una pandemia que cerró las puertas de la movilidad de la población, no quiso decir que este dejó de producir desechos sólidos, por lo que con esta investigación buscamos recolectar información. Lo innovador para este proyecto fue que las mediciones fueron realizadas por los estudiantes del curso de desechos sólidos de la Universidad Tecnológica desde cada uno de sus hogares. El periodo de muestreo comprendió los meses de agosto a octubre de 2021 en el cual se realizaron diferentes mediciones. Durante este periodo cada estudiante tuvo que brindar capacitación a los miembros de su familia para lograr controlar los flujos de desechos generado en cada hogar. Los resultados obtenidos en cada municipios son diferentes unos con otros dada sus características o cercanías a polos poblacionales. La Generación per cápita domiciliaria promedio en Panamá fue de 0.5437 kg/hab./día, con una desviación estándar 0.2044 y error del 27%., comparado con valores obtenidos por otros estudios de los últimos años resulto un poco más alto, lo que nos lleva a la conclusión de que para un gran número de familias están saliendo de la cuarentena y han iniciado a generar desechos.

Palabras clave: Desechos sólidos, generación de desechos, gestión de desechos, basura, desechos en Pandemia.

1. Introducción

El COVID-19 ha sido una enfermedad que ha cambiado radicalmente nuestras vidas, hasta el punto de llevar a las sociedades a un confinamiento total durante el último par de años, gracias a las medidas que se han tomado en base a esta situación poco a poco estamos saliendo adelante.

El primer caso de Covid-19 reportado por las autoridades de Salud en Panamá se dio el 9 de marzo de 2020 y cuatro días después se declaró emergencia nacional obligando la suspensión de las actividades educativas, recreativas, actividades comerciales y empresariales (Minsa, 2020a). Se inicia el confinamiento, las restricciones de movilidad y las condiciones de cuarentena por seis meses las cuales gradualmente fueron eliminadas, en la actualidad el uso de mascarilla es opcional, pero obligatorio solo en los centros de salud.

Estos confinamientos trajeron con sí muchas consecuencias, entre esas, como sociedad aumentamos la generación de desechos sólidos en nuestros hogares y es lo que próximamente pondremos en evidencia en nuestra investigación científica.

En 2020, el PIB disminuyó un 17,9 % debido a que la construcción se detuvo entre marzo y septiembre, y los aeropuertos panameños estuvieron cerrados desde marzo hasta mediados de octubre de ese año. El desempleo alcanzó el 18,5 % en 2020, y el índice de recuento de la pobreza aumentó al 14,8 % en 2020, mientras que en 2019 había sido del 12,1 % (en la línea de USD 6,85 al día, según la paridad del poder adquisitivo). Las estimaciones indican que la pobreza podría haber alcanzado el 18,8 % si no se hubiera establecido el programa Panamá Solidario de acuerdo con informes del Banco Mundial (Banco Mundial, 2023). Sin embargo, la actividad económica se recuperó en 2021 y llevó al país nuevamente a la categoría de ingreso alto, pero los impactos sociales de la crisis de la COVID-19 aún persisten. El PIB creció un 15,3 % en 2021, impulsado por el aumento de la producción de cobre (que se elevó un 61 %), de los movimientos en el Canal (incremento del 11 % en el volumen de carga) y del número de pasajeros en los aeropuertos (alza del 102 %), así como por el consumo y la inversión pública.

En Panamá, uno de los problemas que afecta a la población y al ambiente es el inadecuado manejo de los desechos sólidos, por lo que el estudio de esta es muy importante para el mejoramiento de la población. El hecho de estar en una pandemia que cerró las puertas de la movilidad de la población no quiso decir que este dejó de producir desechos sólidos, por lo que con esta investigación buscamos recolectar información sobre cómo afectó la pandemia a la generación de desechos en la población.

Datos arrojan que el vertedero de Cerro Patacón recibe alrededor de 1.800 toneladas de las 4.400 toneladas que se estima que generamos diariamente. (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021). El Programa Nacional para el Desarrollo de las Naciones Unidas (2022) nos brinda datos sobre la recolección de desechos en Panamá, cada panameño en promedio genera 1.2 kg de desechos diariamente y que alrededor del 58% de la generación de los desechos diarios provienen de los hogares panameños.

La pandemia fue un hito que modificó el comportamiento social de la población, por lo que podemos pensar que aumentó la generación de los desechos sólidos, tomando en cuenta las cifras anteriormente mencionadas debemos agregar la gran cantidad de desechos médicos y de protección personal, la OMS habla de cifras de alrededor de miles de toneladas por el virus de COVID-19 (Organización Panamericana de la Salud, 2022). Las estimaciones de esta entidad muestran de alrededor de 87 000 toneladas de desechos por equipos de protección personal, en el periodo de marzo del 2020 a noviembre de 2021. En el plano nacional la Autoridad de Aseo nos proporcionó cifras que desde que inició la pandemia hasta el mes de julio de 2020 el vertedero de Cerro Patacón recibió 252,093.25 toneladas de desechos, (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021) y esta cifra se mantuvo bastante parecida desde enero hasta julio del año 2021, se estima unas 249,559.33 toneladas de basura recogió la Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario. (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario, 2021)

En Panamá se trata de realizar diariamente la recolección de la basura, sin embargo, estos desechos solo son desplazados hacia otras zonas donde terminan creando impactos negativos lastimosamente no existe un sistema de tratamiento o reciclaje de estos desechos de manera formal, pero a pesar de esto es importante saber si en nuestro país se han tomado regulaciones con respecto a este problema y la verdad es que si entre algunas podemos mencionar:

- Normativas Establecidas, La Ley 51 de 29 de septiembre de 2010 estableció la obligación de la AAUD de elaborar el Plan Nacional de Gestión Integral de los Residuos Sólidos e implementarlo de manera gradual en los municipios.
- Normativas Recientes, el 8 de septiembre del 2021 se definió la iniciativa legislativa N°17 que tiene como propósito regular la gestión de los residuos marcando pautas para reducir gradualmente y de forma sostenible la generación de estos desechos.
- Normativas en Proceso, durante la pandemia también se ha estado trabajando en la aprobación de nuevos proyectos de ley relacionados con la gestión de los desechos sólidos por ejemplo el Proyecto 254 presentado el 5 de agosto del 2019 y busca establecer normas de reciclaje y aprovechamiento de los neumáticos usados en Panamá.

2. Metodología

Aprovechando la movilidad limitada de nuestros estudiantes y la modalidad virtual que la Universidad Tecnológica había establecido para impartir clases durante el año 2021, se planteó la necesidad de realizar un estudio de caracterización de los desechos de los hogares de 69 estudiantes del curso de Licenciatura en Ingeniería Ambiental. La metodología de muestreo fue tomada del estudio realizado por Requena, Carbonel, & Vallester, 2021, el cual había ensayado la metodología en algunas ciudades del Perú, Honduras y Panamá durante el año 2020. La misma consiste en capacitar a los estudiantes del curso de Desecho sólidos a recopilar información sobre la gestión de residuos sin necesidad de un trabajo de campo que aumente el riesgo de exposición. Es importante recolectar este tipo de datos para conocer cómo la pandemia y la cuarentena han impactado en la generación y composición de los residuos sólidos en varias comunidades de Panamá. Mediante los métodos tradicionales de muestreo de campo recopilar esta información hubiese sido complicada y riesgosa. Los datos recolectados son muy útiles para la toma de decisiones en la gestión de residuos sólidos. En este estudio se presentan los resultados de hábitos de generación y segregación de residuos, así como datos de tasa de generación de los residuos sólidos de varias provincias de Panamá.

Los estudiantes recibieron una capacitación sobre como clasificar los desechos y luego llevar los registros de los pesos que se generaban los miembros del hogar durante varias semanas, cada uno de los estudiantes debían introducir la información en forma virtual en la plataforma que se preparó para la recepción de los datos.



Figura 1 Vistas del momento del pesaje de Bolsas de desechos

La tasa de generación per cápita (GPC) de desechos sólidos se calculó siguiendo el método recomendado por el CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente). (Cantanhede, Sandoval Alvarado, & Caycho Chumpitaz, 2009) El GPC es un valor indicador de gran ayuda para la A.A.U.D. (Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario), además que esta metodología es bastante sencilla cada persona muestra su tasa de generación, no habría que movilizar los desechos a un sitio, para luego hacer su separación y debido pesaje. Este trabajo se desarrolló en base a data recopilada de hogares en las Provincias de Coclé, Colón, Chiriquí, Herrera, Los Santos, Panamá, Veraguas y Panamá Oeste, donde los estudiantes aún continuaban confinados. La Universidad Tecnológica de Panamá inicio clases presenciales a partir del año 2022.

Algunas características de las provincias en estudio.

- Coclé: En esta provincia se analizó el distrito de Penonomé, es una zona mixta con área urbana y rural, la frecuencia con esta población saca su basura es casi diario entre las 6:00 AM y 12:00 MD

sin embargo no hay regularidad a la hora de la recolección además que por lo general los hogares no acostumbran a clasificar los residuos que generan, sino que solo es puesta en la calle para ser recolectada por los servicios de aseo.

- **Colón:** Se estudió el Distrito de Colón, las personas entrevistadas coincidieron en que el servicio de recolección se da cada 2 días en recipientes improvisados como cajeta de cartón y debido a las condiciones climáticas del área las mismas se deterioran causando que se disperse los desechos.
- **Chiriquí:** En provincia de Chiriquí tenemos el distrito de Bugaba, David y Barú en la provincia se suele clasificar los residuos orgánicos y hacer compost o dárselo a los animales como alimento. Pero a pesar de que en la provincia recolecta la basura a diario, la comunidad considera que el servicio de recolección es algo deficiente ya que suelen dejar disperso la basura por toda la vía, debido al mal estado de los camiones.
- **Herrera:** Se tomó como área de estudio en esta provincia el distrito de Chitré algunos hogares clasifican los desechos inorgánicos para reciclaje como por ejemplo latas de aluminio, y los orgánicos para generar abono orgánico, por lo que la recolección se distribuye entre parte de la población que se la entregan a los camiones de recolectores.
- **Los Santos:** Los distritos que participaron de la investigación fueron Los Santos y Las Tablas, parte de la población acostumbra a reciclar los desechos orgánicos cosa que antes de la pandemia no se hacía.
- **Panamá y Panamá Oeste:** Aquí analizamos los distritos de Panamá, Chepo, San Miguelito, Arraiján y La Chorrera con más de 20 corregimientos en nuestra muestra, En esta parte del País se realiza la entrega al camión de la basura como el reciclaje de los desechos orgánicos por parte de la población además de haber organizaciones en la zona que se dedican a esta actividad, sin embargo, un punto negativo son las observaciones que hacen las personas hacia el servicio de recolección de basura por la falta en la frecuencia que recogen la basura o no recogerla en los días estipulados.
- **Veraguas:** El distrito de Santiago fue la muestra de esta provincia, a pesar de que se practica el reciclaje, el servicio de recolección es deficiente y los desechos no son llevados a un destino adecuado.

2.1 Muestras

Esta son muestras realizada por estudiantes de la Universidad Tecnología de Panamá, facultad Ingeniería Civil, de la materia de desechos sólidos en el periodo de Pandemia de cada uno de sus hogares. En la que dada la situación de la virtualidad estos estudiantes se encontraban en diferentes provincias de nuestro país. Por lo que podemos entender que cada uno de ellos nos brinda información sobre la generación de desechos en esa región. Las recolecciones estudiadas poseen una marca temporal de mayo a junio del año 2020 y 2021. Los muestreos realizados fueron de 1671 los cuales segregamos provincialmente y nos quedó una distribución: Coclé (45), Colón (63), Chiriquí (223), Herrera (123), Los Santos (136), Panamá (666), Veraguas (114) y Panamá Oeste (241).

Tabla 1. Distribución de muestreos en el país.

Provincia	Municipio	Muestreos
	Bugaba	32
Chiriquí	David	81
	Barú	110
Coclé	Penonomé	45
Colón	Colón	63
Herrera	Chitré	123
Los Santos	La Villa	52
	Las Tablas	84
Panama	Chepo	60
	Panamá	466
	San Miguelito	200
Panama Oeste	Arraiján	166
	Chorrera	75
Veraguas	Santiago	114

2.2 Análisis de los resultados y discusión

Para poder llevar a cabo todo el procedimiento estadístico requerimos utilizar la herramienta Microsoft Excel, se organizó, revisó y depuró la información obtenida en los muestreos realizados, para proceder a realizar el cálculo de la tasa de generación por cada municipio y realizar una comparación mediante graficas o tablas.

En la Figura 2, se muestra la comparación de GPC por cada municipio estudiados, nuestros resultados indican que el municipio de Chepo fue el más alto con un valor de 0.8497 kg/Hab/día valor éste que se encuentra por encima del valor promedio a nivel nacional. Sin embargo, municipios como Arraiján y la Chorrera mantienen valores bajo en la tasa de generación de los residuos sólidos, lo cual puede obedecer a que estos municipios son considerados dormitorios (la población se moviliza hacia la ciudad capital y solo duermen).

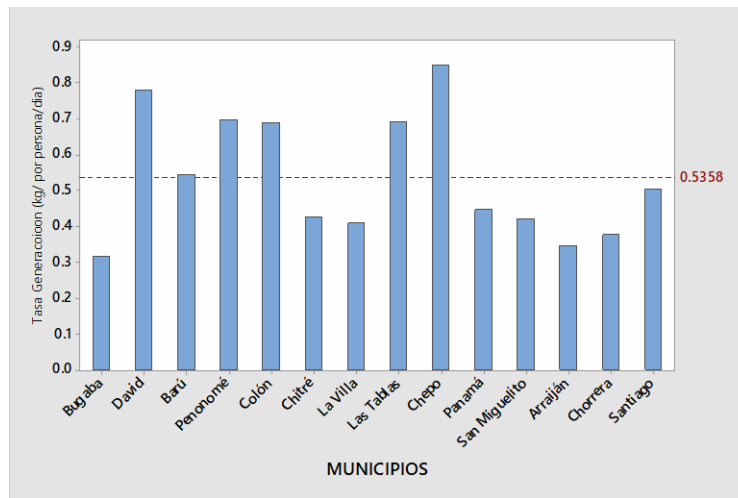


Figura 2. Variación de la tasa de generación de desechos por municipios (2020-2021)

La tasa de generación de desechos sólido presenta cambios en cantidad y calidad, lo que se podría estimar la tendencia a la baja por el hecho de estar todos en familia durante el largo periodo de cierres y cuarentenas, pero debemos tomar en cuenta el hecho de que hubo una gran recesión en la economía del país y muchas de las empresas suspendieron contratos a sus trabajadores sin contar el cierre de muchas de ellas por lo que, con lo que el factor económico dentro de los hogares de los panameños, además de que la cuarentena hizo que la población no pudiera comprar como normalmente lo hacía por lo que disminuyó el consumismo en la población.

Tabla 2 Tasa de generación de residuos por provincias.

		Promedio GPC (kg/per cápita/día)		
Provincia	Municipio	Local	Provincia	País
Chiriquí	Bugaba	0.3170		
Chiriquí	David	0.7795	0.5467	
Chiriquí	Barú	0.5437		
Coclé	Penonomé	0.6965	0.6965	
Colón	Colón	0.6878	0.6878	
Herrera	Chitré	0.4279	0.4279	
Los Santos	La Villa	0.4089	0.5504	0.5437
Los Santos	Las Tablas	0.6920		
Panamá	Chepo	0.8497		
Panamá	Panamá	0.4463	0.5725	
Panamá	San Miguelito	0.4215		
Panamá Oeste	Arraiján	0.3475		
Panamá Oeste	Chorrera	0.3772	0.3624	
Veraguas	Santiago	0.5057	0.5057	

En la Tabla 2, se pueden observar los datos obtenidos a partir de la información de los desechos de acuerdo con el municipio, provincia y el país. Los datos recopilados son de carácter exploratorio e indicativos de los hábitos de la población, sin embargo, se puede observar en la Tabla 3 valores muy similares a estudios mucho más detallados.

Estos resultados nos muestran una variabilidad de las tasas de generación de los residuos sólidos en los diferentes municipios, sin embargo, si comparamos el valor del país con el obtenido en años anteriores se muestra un leve aumento para el último año, donde las actividades comienza a resurgir.

Tabla No 3 Análisis comparativos de resultados de GPC

Estudio	GPC (kg/per cápita/día)	Año
Agencia de Cooperación Japonesa ¹	0.5900	2002
Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos ²	0.6600	2017
Generación y segregación de residuos sólidos domiciliarios durante la cuarentena por Covid-19 en Panamá, estudio de caso ³	0.4090	2020
Este estudio	0.5437	2021

¹Agencia de Cooperación Japonesa, 2003

² Ingeniería y Economía del Transporte, 2017

³Requena, Carbonel, & Vallester, 2021

3. Conclusiones

Con esta investigación pudimos alcanzar una tasa de generación de desechos de 0.5437 kg/Hab/día, dato que representa un aumento en la tasa de generación de los desechos debido a los diferentes factores anteriormente mencionados en la economía de población, estos datos nacionales se obtuvieron a partir de los estudiantes universitarios de la facultad de ingeniería civil, tomado en cuenta 7 provincias de nuestro país. La tasa de generación puede llegar a ser un indicativo de gran importancia logístico para empresas en gestión de los desechos. Hay que enfatizar que la recolección de los datos fue hecha por cada estudiante en sus hogares con balanzas adquiridas en los locales comerciales, por lo que facilita el acopio de estos no hay que movilizar estos desechos hacia un centro de acopio lo cual puede llevar riesgos de contaminación y enfermedades.

La manera en la que nuestro país recolecta los desechos es deficiente, existe un gran desinterés por parte de las personas y los servicios públicos sobre la organización de los desechos. Y como existe el desinterés entonces también hay poca información de cuanto se genera de cada material y como sacar provecho de estos. Este tipo de metodología hizo reflexionar a un gran número de futuros profesionales de la Ingeniería sobre el manejo de los residuos sólidos en los hogares.

Este estudio de campo sobre la composición de los desechos, la tasa de generación per cápita demuestra el comportamiento en los hábitos y sobre la importancia de la caracterización de nuestros residuos domésticos. Esta metodología es una herramienta de sensibilización y capacitación para una gestión adecuada de residuos que cobra especial importancia para evitar exponer a las personas a trabajos de campo, como se suele hacer para realizar un estudio de caracterización.

Referencias

- Agencia de Cooperación Japonesa. (2003). Plan de Manejo de los Desechos Sólidos para la República de Panamá. Panamá.
- Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliar. (2016). Municipio de San Miguelito adeuda 10 Millones por el uso de Cerro Patacón. Recuperado el 18 de julio de 2022, de <https://www.aaud.gob.pa:https://www.aaud.gob.pa/index.asp?Sec=Noticias/2016&id=07-11-2016>
- Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario. (2021). Diagnóstico de los Vertederos a Nivel Nacional. Recuperado el 28 de agosto de 2022, de <https://www.aaud.gob.pa:https://www.aaud.gob.pa/index.asp?sec=Proyectos/Diagnostico&id=diagnostico>.
- Banco Mundial. (22 de febrero de 2023). Banco Mundial. Obtenido de El Banco Mundial en Panamá: <https://www.bancomundial.org/es/country/panama/overview>
- Cantanhede, M. A., Sandoval Alvarado, L., & Caycho Chumpitaz, C. (2009). Procedimientos estadísticos para los estudios de caracterización de residuos sólidos. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica.
- Ingeniería y Economía del Transporte. (2017). Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos 2017-2027. Panamá.
- Minsa. (2020). Bitácora del Evento Pandémico COVID-19, 1er Cuatrimestre 2020. Retrieved from http://minsa.b-cdn.net/sites/default/files/publicacion-general/bitacora_-_junio_2020_0.pdf Minsa. (2020b). COVID-19 07 de octubre de 2020.
- Organización Panamericana de la Salud. (5 mayo de 2022) El exceso de mortalidad asociada a la pandemia de la COVID-19 fue de 14,9 millones de muertes en 2020 y 2021. Recuperado el 10 marzo de 2023 de <https://www.paho.org/es/noticias/5-5-2022-exceso-mortalidad-asociada-pandemia-covid-19-fue-149-millones-muertes-2020-2021>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente. (7 de junio de 2022). Ocho países de América Latina combatirán juntos la basura marina y la contaminación por plásticos. Recuperado el 28 de agosto de 2022, de news.un.org: <https://news.un.org/es/story/2022/06/1509892>
- Requena, N., Carbonell, D., & Vallester, E. (2021). Generación y segregación de residuos sólidos domiciliarios durante la. Investigación en Pensamiento Crítico, 16-24.
- Vallester, E., & Hatke, T. (2019). Estudio de composición y generación de los desechos sólidos. caso de estudio en 20 vertederos. VIII Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos, 381-389.

CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS ORDINARIOS ENVIADOS A RELLENO SANITARIO DE UNA UNIVERSIDAD PÚBLICA

Rojas-Vargas, Julián^{1*}; Hernández-Jiménez, Fiorella²; Campos-Montoya, Adriana³ y Mena-Carmona, Sofía⁴.

1UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.

2UNA Campus Sostenible, Vicerrectoría de Administración, Universidad Nacional, Costa Rica.

*julian.rojas.vargas@una.ac.cr

Resumen

Se analizó el comportamiento de la generación y composición de los residuos sólidos durante el 2022, además se observó el comportamiento durante la pandemia por Covid-19, con el fin de optimizar la recuperación en el campus universitario. Se recolectaron los residuos ordinarios correspondientes a tres días procedentes de las diferentes unidades académicas (35 muestras en total). Posteriormente se caracterizó y separó los residuos según los componentes (papel, plástico, vidrio, metal, materia orgánica y otros) y subcomponentes. Finalmente se compararon los datos históricos para determinar cambios o patrones en la generación a lo largo del tiempo. Durante el periodo del 2011 al 2019 se determinó la generación de residuos ordinarios dirigidos al relleno sanitario fue de 476 kg/día en promedio, siendo el componente “orgánicos” el que presentó mayor generación con un 37,6%, por otro lado, para el 2022 se obtuvo una tasa de generación de 670 kg/día, con una tasa de crecimiento de 29,2% con respecto al 2019, previo a la pandemia por Covid-19. Además, se contabilizó el subcomponente bioinfeccioso con una tasa de generación de 3,64 kg/día correspondiente a guantes y mascarillas para el 2019 y de 2,1kg/día para el 2022.

Palabras clave: Caracterización; residuos ordinarios; generación; recolección.

1. Introducción

La generación excesiva y la alta producción de residuos ordinarios se plantea como uno de los grandes retos a los que se enfrenta Costa Rica. Según el Ministerio de Salud (2022) durante el 2020 se produjeron 1.459.288 toneladas de residuos ordinarios, mientras que para el 2019 se produjeron 1.343.608 toneladas, lo que representa un aumento de un 8%. Los valorizables “son aquellos residuos que pueden ser recuperados de la corriente de los residuos para su valor comercial”. Por lo tanto, los residuos no valorizables son todos aquellos que en la actualidad no cuentan con un sistema de aprovechamiento. Por su parte, los residuos orgánicos son aquellos tales como los restos de comida y de jardín; es decir, aquellos que se descomponen gracias a la acción de los desintegradores u organismos descomponedores (Rojas & Bogantes, 2018).

De acuerdo con Rudin et al. (2019) por día la generación de residuos ordinarios de 3.855 toneladas, de las cuales el 77% son recolectados y enviados a rellenos sanitarios o bien vertederos y el 23% se descargan al ambiente, los cuales pueden ser quemados o tirados en lotes baldíos, laderas de los ríos o el mar. Además, de la totalidad de los residuos generados, el 27.5 % son valorizables y el 51,7% es materia orgánica (Rudin, 2020)

Por otra parte, gran cantidad de los rellenos sanitarios del país están por alcanzar su vida útil, muchos ya con cierre técnico, debido a la falta de medidas para la gestión de residuos, administración deficiente y escaso control (Universidad de Costa Rica, 2018).

En cuanto a emisiones, el sector residuos representa cerca de un 11% de las emisiones de metano a nivel mundial (Ministerio de Ambiente y Energía, 2019) y a nivel nacional ocupa el tercer lugar en la generación de gases efecto invernadero con un 15,7% (Ministerio de Salud, 2016),

A nivel país, existen metas para la gestión integral de los residuos y la reducción de las emisiones de gases efecto invernadero generadas por los mismos. Por ejemplo, la Ley para la Gestión Integral de Residuos y la Estrategia Nacional de Separación, Recuperación y Valorización de Residuos (ENSRVR) 2016-2021. A través de las contribuciones Previstas y Determinadas a Nivel Nacional (INDC), que son compromisos voluntarios que adquieren los países tras la firma del Acuerdo de París para la reducción de gases efecto invernadero, han desarrollado distintos NAMA's (Acción de Mitigación Nacionalmente Apropriada). Actualmente se está desarrollando el NAMA Residuos, el cual busca la promoción de la gestión integral de residuos, priorizando la reducción de los residuos desde la fuente, la separación y ampliación de programas de reciclaje y compostaje de la fracción orgánica (Rudin et al., 2019).

A nivel mundial, las instituciones de educación superior han realizado esfuerzos para integrar la dimensión ambiental en sus planes y programas de estudio y han aplicado modelos de gestión ambiental que responden a sus necesidades particulares (Salazar et al., 2021). Dentro de la Universidad Nacional y mediante el Centro de Acopio Institucional-Campus sostenible (CAI) se realiza un control y manejo de los residuos sólidos valorizables generados dentro del espacio universitario. Para el aprovechamiento de los residuos de distinta índole generados. Sin embargo, es necesario conocer la composición de los residuos ordinarios de la Universidad para poder identificar las posibles falencias en los sistemas de separación y educación ambiental dentro de los campus. Reducción desde la fuente, anteriormente mencionada, es uno de los pilares del nuevo paradigma de gestión de los residuos, sumado a la separación con el fin de reducir los residuos que son dispuestos en los rellenos sanitarios

El presente informe pretende reflejar la composición y caracterización de los residuos ordinarios generados en el campus Omar Dengo con el fin de conocer la cantidad anual de residuos que son desechados anualmente a través de una extrapolación de datos.

2. Metodología

2.1 Recolección de residuos ordinarios

Los residuos ordinarios se recolectaron de diversos edificios presentes dentro del campus Omar Dengo, estos fueron recolectados en bolsas plásticas etiquetadas con la información de su procedencia para posteriormente ser transportados en un vehículo del Programa UNA-Campus Sostenible hacia las instalaciones del CAI.

Se recolectaron 35 muestras en los diferentes puntos del Campus para una masa total de 1977,35 kg.

2.2. Separación, clasificación y pesado

Posterior a su recolección, dentro del CAI se pesaron las bolsas recolectadas para después clasificar su contenido según sus componentes (papel, plástico, vidrio, metal, orgánico, residuos peligrosos, polilaminados y otros) y subcomponentes mediante la matriz de clasificación (Ver Anexo 1). volviéndose a pesar una vez separados por subcomponentes. Para la elaboración de la matriz se utilizó como base la guía de interpretación de la metodología para la realización de estudios de generación y composición de residuos ordinarios de GIZ.

3. Resultados

Se recolectaron 35 muestras en los diferentes puntos del Campus para una masa total de 1977,35 kg, para una generación diaria promedio de 670 kg/día en el Campus Omar Dengo. La figura 1 muestra los resultados obtenidos de la composición con porcentajes de los distintos tipos componentes de la muestra.

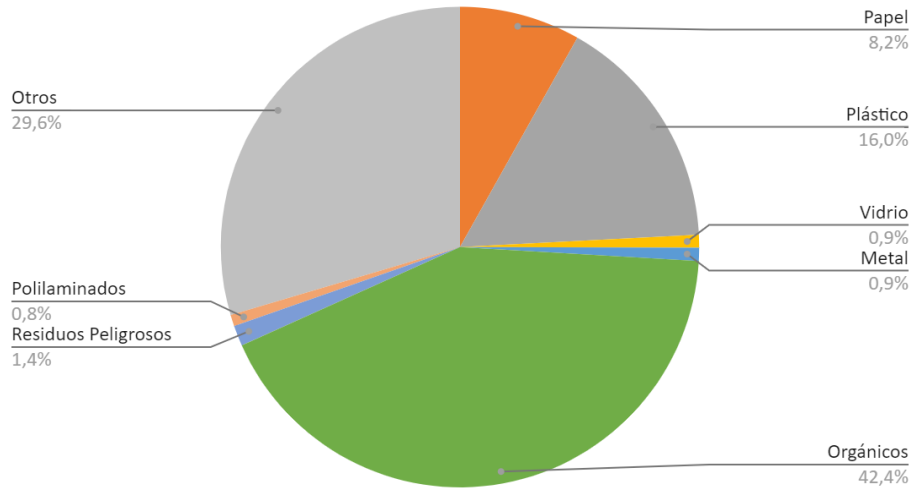


Figura 1. Porcentaje total de los componentes en el 2022.

Los residuos orgánicos, con 42,4% representan el componente de mayor generación con respecto al total de todos los componentes, seguido por el componente “otros” con 29,6%. Dentro de esta última categoría se encuentran los residuos electrónicos y eléctricos los cuales se reciben en el CAI. El tercer componente más abundante es el plástico con un 16%. El resto de los componentes presentes no superan el 9% de la muestra.

El componente papel (figura 2) está compuesto, es una proporción similar, por papel blanco y color y cartón. Por su parte, el subcomponente otros están conformados por vasos de cartón, envoltura de resma y otro papel no reciclable, y representa el tercer subcomponente de mayor abundancia.

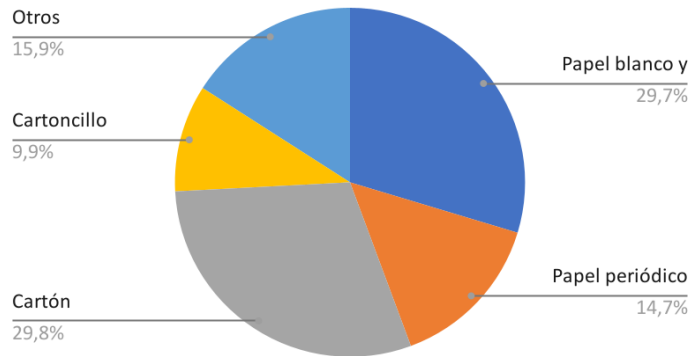


Figura 2. Distribución porcentual por subcomponentes del componente Papel en el 2022.

En cuanto al componente plástico (figura 3), este está conformado por el plástico PET (envases tipo 1) como botellas de gaseosas, HDEP (o plástico 2) como galones, poliestireno o estereofón, bolsas plásticas y otros, compuestos por trozos plásticos, vajilla desechable y todo el plástico que no puede ser reciclado como los cepillos de dientes, por ejemplo.

Los subcomponentes que representan un mayor porcentaje con respecto a la muestra son los sobros de comida con un 34,2% y el papel higiénico con el 29,6%.

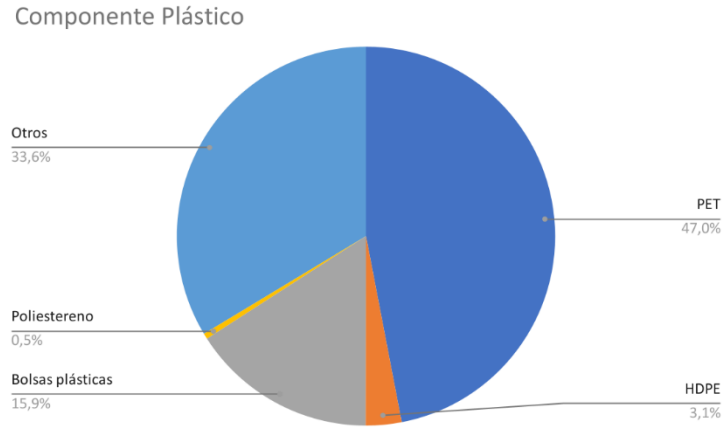


Figura 3. Distribución porcentual por subcomponentes del componente plástico

El componente orgánico, se encontró que el 80,68% son de servilletas y sobros de comida y el restante 19,32% son residuos de jardinería. Los residuos orgánicos generan una gran problemática en los rellenos sanitarios debido que al descomponerse generan metano, un gas de efecto invernadero más potente que el dióxido de carbono.

El vidrio se compone por 88,3% de vidrio blanco, ámbar y transparente proveniente de botellas principalmente, y un 11,7% de vidrio plano.

El componente peligroso se clasificó en bio infecciones, medicamentos, envases de líquidos peligrosos (envases de pintura, lubricantes e insecticidas), cartuchos de impresoras, bombillos y baterías secas (ver figura 4). Para el caso de los bioinfecciosos se realizó una subcategorización con el fin de medir la producción de mascarillas y guantes producto de la pandemia Covid-19. De estos se encontró el 71,5% corresponde a guantes de látex, que puede provenir de los laboratorios o bien de un uso generalizado, mientras que las mascarillas representan un 6,02% del componente. No se encontraron cartuchos de tinta y el porcentaje de baterías seca correspondió a solo el 0,07% (una única batería).

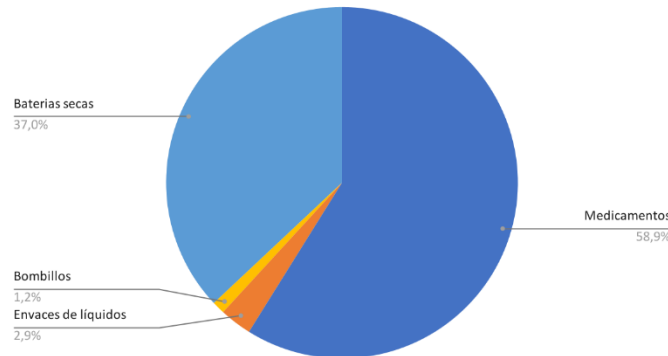


Figura 4. Distribución porcentual por subcomponentes del componente peligroso ene I 2022

En la figura 5 se observa el porcentaje de residuos valorizables dentro de las muestras, donde el 63,83 % podrían valorizarse, cabe destacar que totalidad del residuo orgánico (42,4%) podrían compostarse o valorizarse, entre los residuos no valorizables se encuentra el papel higiénico con un 26,59 % del total de los residuos

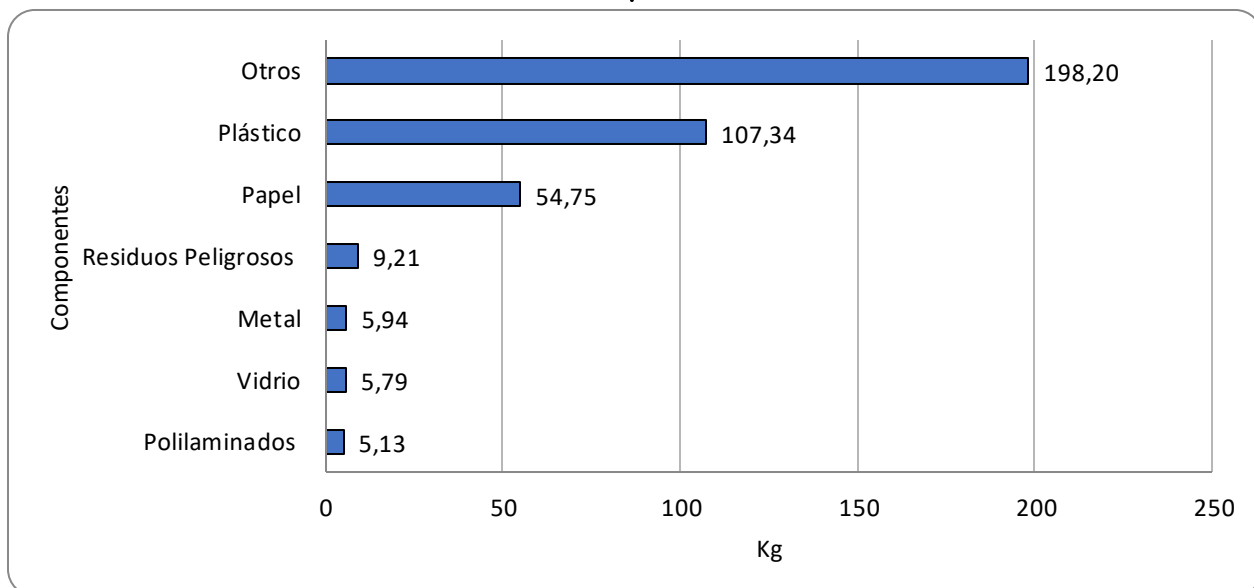


Figura 5. Tasa de generación diaria de residuos ordinarios durante el 2022.

4. Conclusiones

Se presenta una oportunidad para la mejora de la recuperación de residuos donde el 63% puede ser valorizado en el sistema actual que presenta la universidad y evitar su disposición ordinaria en rellenos sanitarios.

El papel higiénico es uno de los residuos que se ha incrementado su generación

La cantidad de residuos orgánicos predomina respecto al resto, siendo estos en su mayor parte servilletas y residuos de comida, que refleja la necesidad de tomar acciones en búsqueda de la disminución del desperdicio de alimentos y la correcta gestión de los residuos orgánicos.

El compostaje de los residuos de jardín se plantea como una posible solución a la gestión de dichos residuos debido a su alta generación dentro del campus.

Agradecimientos

A los estudiantes de la carrera de Ingeniería en Gestión Ambiental, estudiantes asistentes de UNACampus Sostenible y a la Vicerrectoría de Administración.

Referencias

- Ministerio de Ambiente y Energía. (2019). Portafolio de Acciones de Mitigación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero a Escala Cantonal de Costa Rica Tema: Gestión de los residuos. <https://cambioclimatico.go.cr/wp-content/uploads/2019/01/Portafolio-acciones-de-mitigacion-de-emisiones-GEI-a-escala-cantonal-Costa-Rica-2.pdf>
- Ministerio de Salud. (2016). Estrategia Nacional de Separación, Valorización y Recuperación de Residuos 2016-2021. San José, Costa Rica.
- Ministerio de Salud. (2022). 2020 aumentó en 8% la generación de residuos, en comparación al 2019. <https://www.ministeriodesalud.go.cr/index.php/prensa/52-noticias-2022/1220-2020-aumento-en-8-la-generacion-de-residuos-en-comparacion-al-2019>
- Rojas, J. y Bogantes, J. (2018). Cuantificación y caracterización de los residuos sólidos ordinarios de la Universidad Nacional de Costa Rica, dispuestos en rellenos sanitarios. SciELO - Scientific Electronic Library Online.
- Rudin, V., Soto, S. y Linnenberg, C. (2019). Situación de la gestión de los residuos sólidos para la determinación de la NAMA residuos. Costa Rica. San José: GIZ.
- Rudin, V. (2020). Mapeo de empresas trabajando en la Gestión Integral de Residuos Sólidos. Consultoría realizada en el marco del Proyecto TRANSFORMA: GIZ-CRUSA. San José, Costa Rica.
- Salazar, G., Campos, R. y Garita, N. (2021, 24 febrero). Factores de éxito para la gestión de residuos sólidos valorizables en la Universidad Nacional de Costa Rica, Sede Central en Heredia. *Biocenosis*, 32 (1), 103–117. <https://doi.org/10.22458/rb.v32i1.3554>
- Universidad de Costa Rica. (13 de noviembre, 2022). Rellenos sanitarios: ¿una bomba de tiempo para el ambiente?. *Suplemento Ciencia y Tecnología*. <https://www.ucr.ac.cr/noticias/2018/11/13/rellenos-sanitarios-una-bomba-de-tiempo-para-el-ambiente.html>

CARACTERIZACIÓN DE COLILLAS DE CIGARRO EN UNA INSTITUCIÓN DE NIVEL SUPERIOR

Mañon-Salas María del Consuelo^{1*}; Hernández-Berriel María del Consuelo², Ramírez Rosas

Miriam¹, García Córdoba Areli¹, Nolasco García Nadia¹

¹Depto. de Ingeniería Industrial, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México.

²División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

*mmanons@toluca.tecnm.mx

Resumen

La contaminación ambiental en el planeta tierra, es uno de los temas de mayor interés hoy en día y la contribución e impacto que tienen las colillas de cigarrillo no es menor, debido a que es un residuo que contamina tanto el agua, el aire como el suelo, aunque por su tamaño puede no notarse entre los residuos sólidos urbanos, comúnmente denominados “basura”. El consumo de cigarrillos no solo afecta a aquel que los consume, sino también de manera indirecta a los que se encuentran cercanos al humo que se genera. El humo de tabaco contiene más de 4 800 sustancias, alrededor del 6% son tóxicas y al menos el 2% son cancerígenas. Se han implementado leyes que prohíben su consumo en áreas públicas, especialmente en las escuelas de nivel superior. Este trabajo tuvo por objeto, describir las características de las colillas generadas en el Instituto Tecnológico de Toluca, durante los meses agosto-diciembre del 2022, así como establecer argumentos que justifican la eliminación de su consumo. Entre los resultados destaca que el cigarrillo con mayor consumo es que tiene filtro y capsula de sabor, el 38% del precio que se paga por el cigarrillo se convierte en colilla. Con la muestra de colillas recolectada se generaron aproximadamente 138 kg de CO₂ y se consumieron 36 485 litros de agua.

Palabras clave: Colillas de Cigarros, Contaminación; Residuos Peligrosos

1. Introducción

En la actualidad, la contaminación ambiental es uno de los temas de mayor interés, así como el estudio del impacto de las colillas de cigarrillo en diferentes ecosistemas del planeta. Contienen todas las sustancias tóxicas concentradas en el filtro y pueden tardar hasta 25 años en degradarse. Cada año se tiran alrededor de 5 trillones de colillas al suelo (Gobierno de Argentina, 2023). Estas son parte importante de los residuos sólidos que contaminan tanto el agua, el aire como el suelo. Por su tamaño puede no notarse entre la “basura”. Muchos lo ven como un diminuto papel que rápidamente se degradará, o algo tan pequeño que no requiere ser tratado. El humo de tabaco contiene más de 4 800 sustancias, de estas, alrededor de 250 son tóxicas y que al menos 70 son cancerígenas. Entre los químicos que se encuentran en el humo se encuentra: la nicotina, el ácido cianhídrico, aldehído fórmico¹, plomo, arsénico², amoníaco, elementos radiactivos como el uranio, benceno³, monóxido de carbono, nitrosaminas específicas del tabaco, hidrocarburos aromáticos policíclicos, en su mayoría se producen con la combustión de las hojas de tabaco (American Cancer Society, 2023). Para su elaboración se necesitan deforestar millones de hectáreas de bosques al año, tanto para el papel envoltorio como para las cajetillas y cajas de transporte, siendo los países en vía de desarrollo los más afectados por esta industria (Cortez C. & Ponce M., 2019). No existe la

conciencia de que una sola colilla consume 3,7 litros de agua desde su cultivo hasta su consumo y eliminación, puede llegar a contaminar hasta 50 litros de agua si no recibe una adecuada disposición final. El informe de Ocean Conservancy, afirma que las colillas contaminan los océanos tanto como los plásticos y que su presencia está por encima de residuos como envoltorios, botellas, tapones y bolsas de plástico (Ocean Conservancy, 2015).

La Organización Mundial de la Salud (OMS), señala que cada año se registran más de ocho millones de defunciones relacionadas con el consumo de tabaco, principalmente en países de mediano y bajo ingreso. La nicotina contenida en el tabaco es una sustancia que genera adicción, su consumo es uno de los principales factores de riesgo de enfermedades cardiovasculares y respiratorias. La exposición al humo de tabaco ajeno también guarda relación con resultados de salud adversos, y provoca anualmente 1,2 millones de defunciones (OMG,2023). Adicionalmente, a los problemas medioambientales en toda la cadena del tabaco, desde su producción hasta su disposición final, hay un comportamiento social que incita a tales prácticas (Herrera G. & Corvalán B.,2017).

En este panorama mundial, la OMS establece el Convenio Marco para el Control del Tabaco, que permite a los países suscritos conjuntar políticas, directrices, esfuerzos y recursos para combatir el tabaco en todo el mundo. México fue el primer país en América Latina en refrendar el Convenio Marco para el Control del Tabaco tras reconocer la magnitud del problema que ocasiona su consumo tanto en adultos como en menores de edad. Este convenio entró en vigor el 27 de febrero de 2005. En 2008, México expidió la ley general para el control del tabaco; y derogó y reformo diversas disposiciones de la ley general de salud. En febrero de 2022 se publicó su última reforma la cual entro en vigor el presente año. En su Artículo 26 se menciona:” Queda prohibido a cualquier persona consumir o tener encendido cualquier producto del tabaco y nicotina en los espacios 100 por ciento libres de humo de tabaco y emisiones, en los espacios cerrados, los lugares de trabajo, el transporte público, espacios de concurrencia colectiva, las escuelas públicas y privadas en todos los niveles educativos y en cualquier otro lugar con acceso al público que en forma expresa lo establezca la Secretaría” (DOI, 2023)

Para el éxito de iniciativas que buscan la prevención y control del tabaquismo en instituciones de nivel superior, es indispensable contar con información y análisis permanentes, que encaminen y fortalezcan la toma de decisiones. Es por ello, que este trabajo tiene como fin, caracterizar las colillas de cigarro y cuantificar su consumo en una escuela de nivel superior que coadyuve al desarrollo de una actitud crítica sobre los efectos del cigarro y la normatividad vigente en el Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca,

2. Metodología

La metodología se desarrolló en cuatro etapas. Partiendo de la definición de los elementos a caracterizar, seguido por la programación del proceso de muestreo, por la clasificación, pesaje y medición en el laboratorio de pruebas piloto, finalmente el análisis y presentación de la información obtenida. A continuación, se hace la descripción detallada de estas etapas.

2.1 Caracterización del área de estudio

El Tecnológico Nacional de México (TecNM) es un sistema educativo de educación superior pública constituido por un conjunto de 257 Institutos Tecnológicos presentes en toda la República Mexicana, entre los que se encuentra el Instituto Tecnológico de Toluca (ITTol). El ITTol tiene un espacio de 19,25 hectáreas, el plano se presenta en la figura 1, donde se encuentran distribuidos sus edificios de aulas, laboratorios, talleres, centro de cómputo, biblioteca, centro de convenciones, salas audiovisuales, auditorio, e instalaciones deportivas que incluyen una alberca, campo de beisbol, canchas de usos múltiples, canchas con pasto, gimnasio, pista de atletismo y un estadio. En 2021 registro 5,900 estudiantes matriculados en ocho carreras: Ingeniería Electromecánica, Ingeniería Electrónica, Ingeniería en Gestión Empresarial, Ingeniería Industrial, Ingeniería Logística, Ingeniería Mecatrónica, Ingeniería Química e Ingeniería en

Sistemas Computacionales. Además de tres posgrados: Maestría en Ciencias de la Ingeniería, Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental y Doctorado en Ciencias Ambientales.

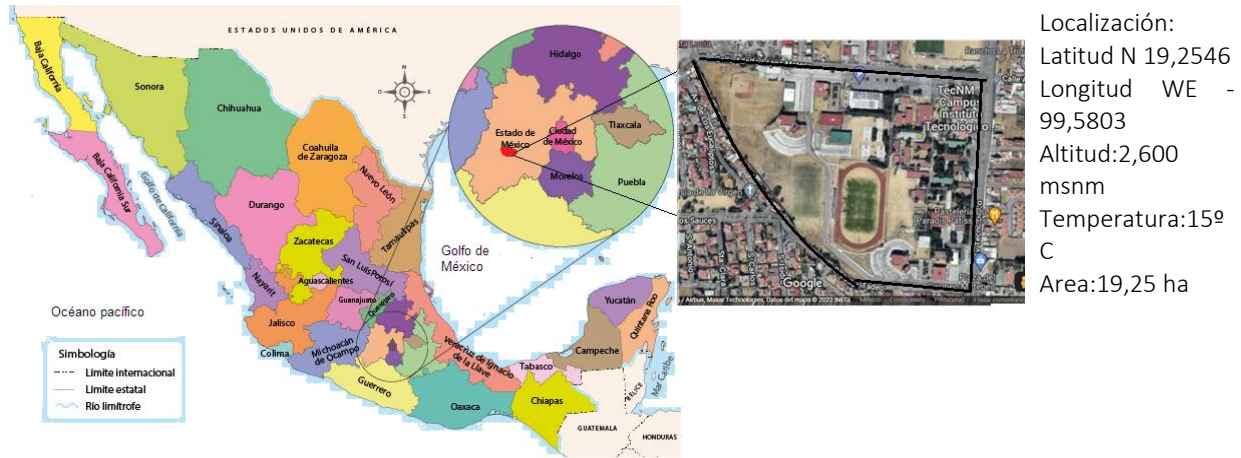


Figura 1. Localización del Instituto Tecnológico de Toluca

2.2 Muestreo de colillas

El muestreo fue de tipo sistemático, el cual se realizó en tres etapas: inicio, mediados y final del semestre escolar Agosto-Diciembre del 2022, en los que participaron estudiantes de la carrera de Ingeniería Industrial así como trabajadores de limpieza. Para ello se dividió el área del ITTol por grupos de trabajo, con muestreos de duración de dos horas en un solo día de trabajo. Las colillas recolectadas se almacenaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas e identificadas por área de recolección, las cuales se entregaron en el laboratorio de pruebas Piloto del edificio B5 del ITTol.

2.3 Caracterización de las colillas

En esta etapa se abrieron y vaciaron las bolsas recolectadas en la etapa anterior. Posteriormente se clasificaron las colillas en tres clases: con Filtro, sin filtro y con capsulas de sabor. Al final del proceso se contabilizó el número de colillas por clase. Lo que permitió calcular una muestra representativa de cada grupo, mediante la ecuación (1).

(1)

$$n = \frac{N * Z\alpha^2 * p * q}{e^2 * (N - 1) + Z\alpha^2 * p * q}$$

Donde:

N: Tamaño de la población

Z: Distribución normal estandarizada (95%)

p: Probabilidad de que ocurra el evento (0.5%)

q: Probabilidad de que no ocurra el evento (0.5%)

e: Error de estimación máximo aceptado (0.05%)

n: Tamaño de muestra

La muestra representativa de las clases fue seleccionada de manera aleatoria. Cada elemento se pesó con una balanza analítica marca Sartorius y se midió con un Vernier de 6" (VER-6PX) de la marca Pretul. Se realizó el registro en una hoja de Excel. Para el cálculo del porcentaje de consumo, se tomaron como base las medidas de los cigarrillos que circulan dentro del campus.

2.4. Procesamiento y análisis de la información

La información almacenada en excel, se exporto a Microsoft Access con el fin de facilitar su analisis mediante consultas, calculo de estadisticos y tablas de contigencia. La información obtenida se presento mediante gráficas de barras y de pastel.

3. Resultados

3.1 Caracterización del área de estudio

El trabajo se realizó en el semestre agosto-septiembre del 2022, durante los recorridos para establecer las áreas a muestrear, se observó que existían puntos de venta de cigarros al menudeo, en diferentes edificios dentro del plantel. El costo del cigarro era de \$6.00, sin importar el tipo de cigarro. Las marcas que se vendían eran principalmente Marlboro, Camels, PallMall y Winter.

3.2 Muestreo de colillas

El primer muestreo se realizo a finales del mes de agosto, el segundo a inicios de noviembre y el tercero a mediados de diciembre. Como resultado de los tres muestreos se recolectaron un total de 9,861 colillas. El tercer muestreo fue el de mayor porcentaje debido a que fue realizado por el personal de limpieza una vez concluido el semestre Agosto-diciembre de 2023, en la figura 2 se presenta en porcentaje el tramaño de las muestras. Una vez terminada la clasificación y cuantificación, se observo que las colillas con filtro presentaron una mayor frecuencia, seguidas por las colillas sin filtro, como se observa en la gráfica de barras de la figura 3.

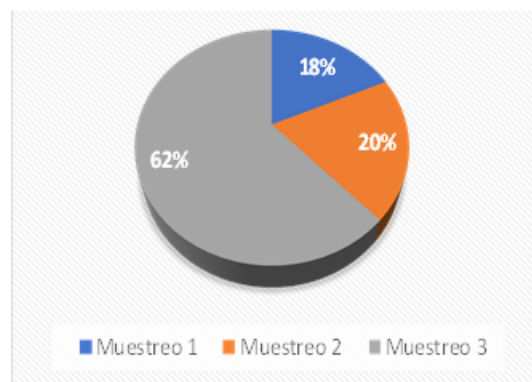


Figura 2. Colillas por Muestreo

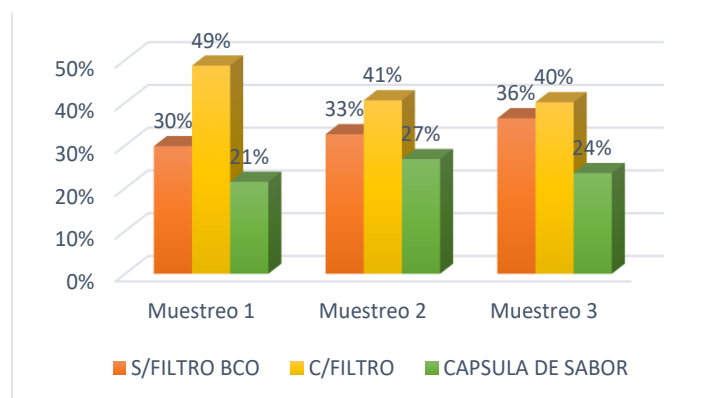


Figura 3. Clasificación de colillas por muestreo

3.3 Caracterización de las colillas

Al medir los cigarrillos nuevos se determinó que la longitud de los cigarrillos sin filtro es de 7.8 cm, con filtro 8.4 cm y los de capsula de sabor de 9.8 cm. Partiendo de estas medidas se determinó el porcentaje de consumo del cigarrillo. Posteriormente se realizó la medición de las colillas de cada muestra obteniendo los resultados en la tabla 1. La variación de las medias, es debido a la variación en la longitud del tipo de cigarrillo, los que tienen la capsula de sabor son los de mayor tamaño.

Tabla 1. Caracterización de muestras de colillas

Tipo	n	Longitud (cm)			Peso (g)		
		\bar{x}	S	s^2	\bar{x}	S	s^2
Con filtro	515	3,19	0,39	0,15	0,227	0,040	0,001
Sin filtro	294	2,99	0,45	0,21	0,216	0,050	0,002
Capsula sabor	126	3,27	0,35	0,12	0,252	0,032	0,001

3.4. Procesamiento y análisis de la información

Para determinar el consumo del cigarrillo (%), se usó una media de longitud del filtro de 2,6 cm para las tres clases del cigarrillo, la cual se le resta a la longitud del cigarrillo, los datos se encuentran desglosados en la tabla 2. Observando que, de las tres clases, el cigarrillo sin filtro presenta un mayor consumo (92%) a diferencia a los cigarrillos con filtro (88%). Esto puede explicarse debido a que es el cigarrillo con menor longitud (7,8 cm).

Considerando que el precio de un cigarrillo es de \$6 pesos, se determinó la cantidad de tabaco del cigarrillo que no se consume y su costo, para este cálculo se consideró la longitud del filtro (en promedio 3 cm), ya que es parte del precio. Al analizar los resultados se observa que \$2,3 pesos es lo que paga el consumidor y que es desechado y representa el 38% de su precio, en el caso de los cigarrillos sin filtro.

Tabla 2. Cálculo de consumo de los cigarrillos

Tipo Cigarro	Longitud Cigarro nuevo (cm)	Cigarro consumido (%)	Costo del cigarrillo no consumido (\$)	Costo del Cigarro no consumido (%)
Con filtro	8,4	88	2,2	37
Sin filtro	7,8	92	2,3	38
Capsula sabor	9,8	91	2,0	33

Si se realizará la correcta separación de las colillas, tendría como opción el reciclaje tanto del papel, como del acetato de celulosa. Considerando que el área de papel que tiene cada colilla es (2,2cm * 3 cm) y que en este estudio se recolectaron 9,961 colillas. Se obtiene un área de papel recuperable de 6,55 m². Considerando la celulosa del filtro la cual tiene un peso promedio de 0,14 g, se podría recuperar 1,20 kg de celulosa.

Desde el punto de vista de impacto al ambiente, se estima que cada cigarrillo consume 3.7 litros de agua para su cultivo, producción, consumo, disposición y eliminación por lo que fueron requeridos alrededor de 36485,7 litros de agua. Se estima que se requiere un árbol para producir 300 cigarrillos, en este caso se

talaron 33 árboles para generar esta muestra. Si se considera que cada colilla mal dispuesta contamina alrededor de 50 litros de agua se tiene alrededor de 498,05 m³ de agua contaminada, ya que el filtro conserva la mayoría de la nicotina y el alquitrán del cigarrillo. De acuerdo la localización de las colillas recolectadas, los edificios de las carreras con mayor generación fueron: Tecnologías de la información y Centro de cómputo.

4. Conclusiones

Los edificios donde se recolectaron la mayor cantidad de las colillas no son determinantes, debido a que se sospecha, que son puntos de venta y no necesariamente representan la población que los consume. Se requiere recopilar más información al respecto.

Es de suma importancia dar a conocer el riesgo que representa el humo del cigarro y no solo para aquellos que lo consumen. Así mismo se debe hacer latente de cuanto invierte un estudiante en su consumo, además del costo que implica el consumo del cigarro y que va más allá de su precio.

Agradecimientos

Al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, al Departamento de la carrera de Ingeniería Industrial

Referencias

American Cancer Society, 2023. Sustancias químicas nocivas en los productos de tabaco.

<https://www.cancer.org/content/dam/CRC/PDF/Public/8377.96.pdf> (acceso 10/02/2023)

Cortez Camacho L., Ponce Muñoz D., 2019. Impacto generado por colillas de cigarrillo en el medio ambiente a nivel mundial Boletín Informativo CEI 6(3), ISSN 2389-7910, ISSN Electrónico 2389-8127. Editorial UNIMAR.

<https://revistas.umariana.edu.co/index.php/BoletinInformativoCEI/article/download/2140/2357>

Doi, 2023. Diario oficial de la federación. Ley General de Control del Tabaco.

Doi, <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCT.pdf> (acceso 13/03/2023)

Gobierno de Argentina. 2023. Tabaco y medio ambiente

<https://www.argentina.gob.ar/salud/consumo-de-tabaco/medio-ambiente#:~:text=Las%20colillas%20de%20cigarrillos%20son,trillones%20de%20colillas%20al%20suelo.> (Acceso 16/03/2023)

Herrera G.A.; Corvalán B.M., 2017. Tabaquismo en el adolescente. Rev Chil Enferm Respir, (33) pp 236-238

Ocean Conservancy (2015) REPORT.

<https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2017/04/2015-Ocean-Conservancy-ICC-Report.pdf>
acceso 12/02/2023)

OMS, 2023. Organización Mundial de la Salud. Tabaquismo. https://www.who.int/es/health-topics/tobacco#tab=tab_1 (acceso 16/03/2023)

DIAGNÓSTICO DEL MANEJO DE RESIDUOS PELIGROSOS EN EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

Hernández-Berriel, María del Consuelo^{1*}; Mañón-Salas, María del Consuelo²; Ramírez-Rosas, Miriam Leticia²; Carreño de León, María del Carmen¹; Díaz-Archundia, Laura Verónica³; Hernández-Contreras, Gisela Inés¹

¹División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

²Departamento de Ingeniería Industrial, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

³Departamento de Ingeniería Química, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

*mhernandezb@toluca.tecnm.mx

Resumen

El Instituto Tecnológico de Toluca (ITTol), al igual que otras instituciones de educación superior, requiere de sustancias químicas y materiales para las prácticas de las carreras que imparte, así como para el mantenimiento y la limpieza de sus instalaciones. Varias de estas sustancias y materiales responden a alguna de las características de Corrosividad, Reactividad, Explosividad, Toxicidad, Flamabilidad y/o Biológico infecciosa (CRETIB); que al cumplir su función generan Residuos Peligrosos (RP); por lo que el objetivo de este trabajo fue realizar el diagnóstico de los RP generados en el ITTol de Enero-Agosto 2022, para apoyar a su adecuado manejo y disposición final conforme a la ISO 14001:2015/NMX-SAAIMNC-14001-2015. Se inició con la detección de áreas generadoras de RP, entregándoles información para su identificación, contención en recipientes apropiados y etiquetado conforme a la normatividad vigente; y posteriormente se registraron en Bitácoras previamente diseñadas. Con base a la información recopilada, se elaboró una Base de Datos y su diagnóstico. Se acopiaron 1462,9kg de RP en el Almacén Temporal de acuerdo con su compatibilidad. Entre los RP de las 14 áreas generadoras destacaron 800,0 kg de refrigerante, 924 lámparas fluorescentes tubulares, 31 lámparas LEDs, 30 focos LEDs y 465,2kg de RP químicos de los laboratorios de posgrado y licenciatura. Si cada área asume el reto de minimizar el RP que genera en mayor cantidad, mediante tratamiento o sustitución del(os) material(es) precursor(es), se reducirá en más de la mitad su entrega para disposición final y se coadyuvará con el Sistema de Gestión Ambiental del ITTol.

Palabras clave: CRETIB; educación superior, gestión de residuos; normatividad; residuos peligrosos.

1. Introducción

De los millones de toneladas que se generan en el mundo de residuos, de 300 a 500 millones de t/año son residuos peligrosos (RP); o sea residuos que responden a alguna de las características de Corrosividad (C), Reactividad (R), Explosividad (E), Toxicidad (T), Inflamabilidad (I) y/o Biológico infecciosa (B). El Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos (INGRP) de México, reporta que se tienen registradas 127569 empresas que generaron 2785041,7t de RP entre 2004 y 2019, de las cuales el 0,54% lo aportaron las empresas Microgeneradoras (< 400kg/año), el 4,79% las Pequeñas generadoras (≥ 400kg/año y < 10t/año) y el 94,67% las Macrogeneradoras (≥ 10t/año) (DOF, 2022; SEMARNAT, 2020).

Con el afán de garantizar el derecho de toda persona a vivir en un ambiente sano para su desarrollo, salud y bienestar, así como prevenir y controlar la contaminación del aire, agua y suelo, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) de México, define a los RP (Artículo 2, XXXIII) y

dicta “La responsabilidad del manejo y disposición final de los RP corresponde a quien los genera” (Artículo 151) (DOF, 2022). Mientras que la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGR), además de categorizar a los generadores de RP, establece que están obligados a registrarse ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), llevar una bitácora, presentar un informe anual acerca de la generación y contar con planes de manejo integral según les corresponda y conforme a su reglamento (Artículos 28-31 y 44-48) (DOF, 2014, 2022).

Las instituciones de educación superior son generadoras de RP y entre ellas, en México, la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) reportó que de 2020 a junio 2021 dispuso 246,1t de RP, de los cuales el 74% fueron RP biológico-infecciosos (RPBI) y el 26% fueron RP de origen químico, de estos últimos 3,9t fueron lámparas (UANL, 2023; UNAM, 2014). Para llegar a estos datos, se debe tener un plan de manejo integral y previo a ello un diagnóstico básico para su gestión, el cual comprende un estudio que identifica la generación y manejo de los residuos, considerando la cantidad y composición de éstos, así como la infraestructura para su acopio y almacenamiento temporal (Artículo 2, I, II, V y IX; Artículo 97) (DOF, 2014).

El Instituto Tecnológico de Toluca (ITTol) es una de las 257 instituciones del Tecnológico Nacional de México, el cual tiene una cobertura de 24,26% en instituciones a nivel Educación Superior Pública y cuenta con un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) conforme a la Norma ISO 14001:2015/NMX-SAAIMNC-14001-2015, cuyo Objetivo General Ambiental es “Fomentar una cultura de cuidado del medio ambiente en el personal, estudiantes y partes interesadas” y tiene como Objetivo Ambiental 4: Manejar integralmente los RP (2023). De manera alineada, el ITTol está en proceso de certificación en la Norma ISO 14001:2015 y ha implementado su SGA contemplando también el manejo integral de los RP, debido a que requiere de sustancias químicas y materiales para atender las prácticas de las carreras que se imparten, así como para el mantenimiento y la limpieza de sus instalaciones (ISO, 2022; ITTol, 2022). Conforme a lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue realizar el diagnóstico de los RP generados en el ITTol de Enero-Agosto 2022, para apoyar a su adecuado manejo y disposición final.

2. Metodología

2.1 Identificación de áreas generadoras de residuos peligrosos

Se envió un correo electrónico a todos los jefes de departamento del ITTol, indicando que para dar cumplimiento al SGA del ITTol se requería implementar la recolección de RP, generados de Enero a Agosto 2022. Una semana después se visitaron todos los laboratorios y talleres, para informar tanto a jefes como auxiliares sobre el SGA y las sustancias con características CRETIB (DOF, 2022; ITTol, 2022). Mediante entrevista a estas personas y revisión en sus áreas, se localizaron sustancias y RP (DOF, 2006).

2.2. Elaboración de bitácoras

Posteriormente a los jefes y personal de las áreas identificadas como generadoras de RP, se les envió vía correo electrónico, información sobre recipientes, etiquetas y bitácora en archivo Excel®; para contener e identificar sus RP, así como realizar su registro por tipo, cantidad, estado de agregación, Códigos de Peligrosidad de los RP (CPR), incompatibilidad, tratamiento, disposición final y observaciones. Las etiquetas y bitácora fueron previamente elaboradas conforme a la NOM-052-SEMARNAT-2005 y NOM-018-STPS-2015 (DOF, 1993,2006, 2014, 2015; THÁIS, 2023).

2.3. Acopio y almacenamiento temporal

Se establecieron fechas para su entrega en el Almacén Temporal de RP y se les informó vía electrónica a cada área el día y hora. Siguiendo el cronograma establecido, se les recibieron sus RP debidamente identificados y registrados en bitácoras. Los RP contenidos en recipientes menores a 1,0L fueron sembrados con aserrín en tambos de polietileno de alta densidad de 200,0L (Artículos 46 y 82 del RLGPGIR) (DOF, 1993, 2014).

2.4. Elaboración de bases de datos y análisis

Con la información de las bitácoras de los laboratorios y talleres, se elaboró una Base de Datos en Access®, un catálogo de Hojas de Seguridad y se realizó un análisis mediante el Diagrama de Pareto, considerando que “el 80% de los resultados totales se originan en el 20% de los elementos” (Sales, 2013). La Base de Datos de RP es necesaria para la actualización del registro ante SEMARNAT del ITTol como generador mediante los formatos SEMARNAT-07-017 y ANEXO 16,4; y para la entrega bajo manifiesto a la empresa recolectora autorizada por SEMARNAT, para su traslado conforme lo menciona el Reglamento de la Ley General para la Gestión Integral de Residuos (RLGPGIR) en sus Artículos 82 a 86 y su correcta disposición final (DOF, 2006, 2014, 2022; SEMARNAT, 2023).

3. Resultados

3.1 Identificación de áreas generadoras de residuos peligrosos

Se identificaron 14 áreas generadoras de RP en el ITTol: cinco laboratorios de licenciatura, seis laboratorios de investigación en posgrado, dos talleres y el Consultorio médico. A los jefes y encargados de cada área se les informó sobre el SGA y se les facilitaron de manera digital la LGPGIR (DOF, 2022), su RLGPGIR (DOF, 2014) y las normas NOM-054-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993), NOM-052-SEMARNAT-2005 (DOF, 2006) y NOM-018-STPS-2015 (DOF, 2015).

3.2 Elaboración de bitácoras

Para la elaboración de bitácoras se identificaron los RP conforme a la NOM-052-SEMARNAT-2005 y la NOM-018-STPS-2015 (DOF, 2006, 2015). Cabe mencionar que las sustancias químicas en los laboratorios están identificadas conforme al “Sistema Globalmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de productos químicos” (UNECE, 2013) y se ha implementado para registro y control interno, la identificación de cada recipiente de RP químico (RPQ) una vez que se culmina una práctica de laboratorio en licenciatura o para los RPBI producidos por la atención médica. Como ejemplo puede verse en la Tabla 1, una sección de la bitácora de un laboratorio de investigación.

Tabla 1. Ejemplo de bitácora de un laboratorio de investigación

Tipo de Residuo	Cantidad generada (L)	Identificación CRETIB y CPR	Incompatibilidad (NOM-054-SEMARNAT-1993)	Tratamiento realizado	Disposición final	Observaciones
Residuos de DQO	2,5	R, T y C	Pertenece a grupo de reactivos 2 y 104, incompatibles con grupos 3 en adelante	Neutralización	Confinamiento controlado	Contiene ácido sulfúrico, dicromato de potasio, sulfato de mercurio
Alcoholes Superiores	1,0	C e I	Pertenece a grupos 4 y 5, incompatibles con grupos: 7, 8, 12, 18, 21, 25, 28, 30, 34, 104 y 105	Evaporación	Confinamiento controlado	Contiene ácido sulfúrico, alcohol isobutílico, alcohol isoamílico, benzaldehído, alcohol etílico

3.3 Acopio y almacenamiento temporal

En la Figura 1 se muestra el edificio para el almacenaje temporal de los RP, el cual se construyó conforme al Artículo 82 del RLGPGIR (DOF, 2014). Solo se recibieron los RPQ debidamente envasados y etiquetados, por lo que se realizó un segundo acopio para los que no cumplieron inicialmente con lo requerido. Las lámparas se emplearon por tamaño y acomodaron dentro de tambos de polietileno de alta densidad de 200,0L (Figura 2) y los recipientes con RPQ menores a 1,0L fueron sembrados con aserrín (Figura 3),

mientras que los mayores a ese volumen se acomodaron en el piso, observando la incompatibilidad indicada en la NOM-054-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993).



Figura 1. Edificio para almacenaje temporal de RP



Figura 2. Lámparas empleadas



a)



b)

Figura 3. a) RPQ sembrados y b) RPQ en tambos etiquetados para entrega

3.4 Elaboración de bases de datos y análisis

La Base de Datos en Access® elaborada, facilitó el realizar consultas y determinar que los RPQ líquidos en peso representaron el 81,84% del total, los RP sólidos el 18,03% incluyendo los RPQ sólidos y los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE), mientras que sólo el 0,13% fueron RPBI. Los RP de los laboratorios de licenciatura generados en el segundo semestre del 2022, representaron el 71,64% del total, pero descontando los RAEE del Laboratorio de Ingenierías Eléctrica, Electrónica y Mecatrónica, así como los RP del Laboratorio de Ingenierías Industrial y Mecatrónica fueron el 13,22%; mientras que los laboratorios de posgrado aportaron el 18,58%, lo cual es congruente con los trabajos de investigación en contaminación realizados en ellos. Para determinar el 20:80 con el Diagrama de Pareto (Sales, 2013), se acomodaron los totales de RP del mayor al menor. Como puede apreciarse en la Figura 4, la mayor cantidad de RP fue generada por el Laboratorio de Ingenierías Industrial y Mecatrónica (56,74%), de manera que si se disminuyera el consumo de refrigerante de máquinas o se diera tratamiento para reutilizarlo, se reduciría prácticamente a la mitad la generación de RP en el ITTol.

La Tabla 2 presenta los tipos de RPQ, RAEE y RPBI generados en las diferentes áreas. Se recibieron 136 depósitos de RPQ líquidos y 33 de RP sólidos. En el Consultorio médico destacaron los RPBI (1,89kg) y en los demás laboratorios de licenciatura y posgrado sobresalieron los RPQ líquidos, donde la mayoría tuvo características C, R, T e I (DOF, 2006, 2015). En cuanto a RP sólidos, el Laboratorio de Ingenierías Eléctrica, Electrónica y Mecatrónica produjo 24,64kg de RAEE, de los cuales tres baterías de litio pesaron 18,34kg, mientras que el Laboratorio de Pruebas Piloto entregó 2,5kg de suelo contaminado con lixiviados de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos, el Laboratorio de Bioabsorbentes generó 1,75kg de residuos con metales pesados y el Laboratorio de Adsorción produjo 0,45kg de zeolita y lodos. El Taller de Mantenimiento General del ITTol entregó 140,2kg de RAEE, donde solo 6,0kg fueron fusibles de transformador y balastras. La mayor parte de estos RAEE correspondieron a Lámparas fluorescentes de diversas longitudes y formas (tubos rectos, circulares y en U), las cuales sumaron 924 y 10 focos

ahorradores. Si bien el ITToI está en proceso de sustituir las Lámparas fluorescentes por Lámparas LEDs, de éstas últimas solo se acopiaron 31 y 30 Focos LED de alta potencia; por lo que es importante elaborar un programa de trazabilidad para luminarias, donde se tengan registradas por tipo, fecha de sustitución y uso, para determinar su vida útil y adquirir aquellas con mayor rendimiento.

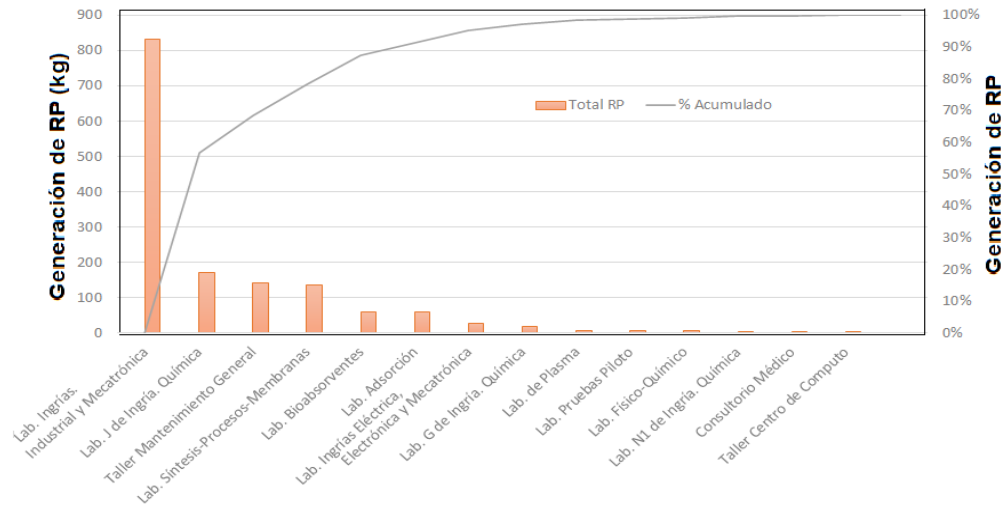


Figura 4. Generación de manera descendente de RP en laboratorios y talleres del Instituto Tecnológico de Toluca

En las columnas penúltima y última de la Tabla 2, se listan los RP mayormente generados en cada una de las áreas, donde la suma de éstos en peso representó el 69,39% del total de RP acopiados en el segundo semestre de 2022 (1462,88kg). Las cantidades determinadas son la base para sugerir que, si se comprometiera cada área a reducir su RP mayormente generado, la producción se vería impactada positivamente, disminuyendo en más del 50,00%. Es importante mencionar, que para realizar la reducción de RP se requiere implementar cursos-talleres periódicos de capacitación sobre la gestión de sustancias, materiales y RP, donde además de profundizar en aspectos de normalización, se sensibilice a los trabajadores de cada área sobre el tipo de peligrosidad y la importancia para su salud y seguridad en el trabajo, así como para que se establezcan de manera conjunta con los jefes y directivos, metas a corto y mediano plazo para que se coadyuve con el SGA. También es necesario impartir cursos-talleres extracurriculares sobre el SGA para los estudiantes de todas las carreras, para que dentro de la institución y en las empresas donde se desarrollarán, participen activamente en el cuidado de su salud y del ambiente.

Tabla 2. Tipos de Residuos Peligrosos por áreas de generación en el Instituto Tecnológico de Toluca

Área de generación de RP / Tipos	Residuos Peligrosos Químicos Líquidos	Residuos Peligrosos Químicos Sólidos	Residuos Peligrosos Biológico-Infeciosos Sólidos	Residuos Peligrosos en mayor cantidad	Sub-total (kg)
Consultorio Médico	Ninguno	1 caja con Loxoprofeno, Butilhioscina-Paracetamol, Cinarizina caducos y jeringas,	1 depósito con gazas y algodón con sangre, agujas y abatelenguas	Residuos Biológico-Infeciosos Sólidos	1,9
Centro de Computo	3 depósitos con pilas de Li tipo botón, cuadradas (9V) y AA (1.5V)			Pilas de Li tipo botón	0,1
Mantenimiento General,	Lámparas fluorescentes: 553 de 2.26m, 179 de 0.55m, 60 de 1.15m, 49 de 2.36m, 41 de 0.55m, 30 de 1.15m, 12 de diversos tamaños y 10 focos ahorradores. 31 Lámparas LEDs, 30 Focos LEDs, 4 Focos de aceite, 3 Fusibles de transformador y 6 Balastras			553 Lámp. Fluorescentes (2.26m de largo)	74,6

Tabla 2. Tipos de Residuos Peligrosos por áreas de generación en el Instituto Tecnológico de Toluca (continuación)

Área de generación de RP / Tipos	Residuos Peligrosos Químicos Líquidos	Residuos Peligrosos Químicos Sólidos	Residuos Peligrosos Biológico-Infecciosos Sólidos	Residuos Peligrosos en mayor cantidad	Sub-total (kg)
Laboratorios de licenciatura					
Ingenierías Industrial y Mecatrónica	4 tambos con refrigerante de máquinas de control numérico	1 bolsa con Trapo impregnado de aceite	Ninguno	Refrigerante de máquinas	800,0
J de Ingeniería Química	45 depósitos con soluciones diversas como éter etílico, acetona, tolueno y $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$	6 depósitos con cenizas, cartuchos de alcohol, colorante índigo	Ninguno	Éter etílico	18,0
Ingenierías Eléctrica, Electrónica y Mecatrónica	1 depósito con Cloruro férrico	3 cajas con RAEE: Rebaba de baquelita y Cu, Componentes Electrónicos, Pilas (AA, AAA, botón) y 3 baterías de Li	Ninguno	Baterías de litio	18,3
G de Ingeniería Química	10 depósitos de soluciones diversas con CoCl_2 , AgNO_3 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, Br	5 depósitos con residuos desconocidos	Ninguno	Soluciones de nitrato de plata	12,5
N1 de Ingeniería Química	2 depósitos con solución de B Fehling ($\text{KNaC}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) y Petróleo usado	3 depósitos con: FeNO_3 , KMnO_4 , CuSO_4 , NaOH y Na metálico	Ninguno	Petróleo usado	0,7
Laboratorios de investigación de posgrado					
Síntesis-Procesos-Membranas	19 depósitos de soluciones diversas con AgNO_3 - K_2CrO_4 -Cloruros, HCl, NaOH, DQO, P, H_2SO_4 , Metales Pesados	1 depósito con Color Amarillo	Ninguno	Soluciones con AgNO_3 - K_2CrO_4 -Cloruros	48,5
Bioabsorbentes	18 depósitos de soluciones diversas con Cu, Pb, Zn, CGAM, NaNO_3 , I, HNO_3 , lodos, Tolueno, Benceno, Pirrol y Alcoholes	3 depósitos con: NaOH, Cu, Pb, Zn	Ninguno	Soluciones con Cu, Pb, Zn	10,9
Adsorción	25 depósitos de soluciones con Na, K, KI, Ag_2SO_4 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, FeSO_4 , Cloruros, NaOH, Metales Pesados, Benzofenona-3, Metronidazol Diclofenaco	3 depósitos con: Zeolita con Metales y Lodos de Azul Índigo	Ninguno	Solución de Metronidazol Diclofenaco	17,0
Fisicoquímico	6 depósitos de soluciones diversas con residuos de nanopartículas de plata, DQO, Mg, Ti, Cu, Zn	Ninguno	Ninguno	Residuos de DQO (HgSO_4 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ y H_2SO_4)	2,5

Tabla 2. Tipos de Residuos Peligrosos por áreas de generación en el Instituto Tecnológico de Toluca (continuación)

Área de generación de RP / Tipos	Residuos Peligrosos Químicos Líquidos	Residuos Peligrosos Químicos Sólidos	Residuos Peligrosos Biológico-Infecciosos Sólidos	Residuos Peligrosos en mayor cantidad	Sub-total (kg)
Laboratorios de investigación de posgrado					
Plasma	1 depósito con solución de pirrol, P-DSNa-Na ₂ SO ₄	Ninguno	Ninguno	Solución de P-DSNa-Na ₂ SO ₄	7,0
Pruebas Piloto	5 depósitos de soluciones diversas con residuos de NH ₃ , DQO, CH ₃ OH, HCl, Na ₂ SO ₄ , alcoholes	3 depósitos con suelo con lixiviados de RSUy HCl	Ninguno	Suelo con lixiviados de RSU	2,8
TOTAL DE RESIDUOS PELIGROSOS (kg)				1462,9	

4. Conclusiones

El 80% de las áreas del ITTol fueron generadoras de RP y 14 de ellas entregaron sus residuos correspondientes al segundo semestre del 2022, posicionándole a dicha institución como “Pequeño generador” ante la SEMARNAT. La identificación de los RP en cada área, el llenado de las etiquetas y la elaboración de bitácoras fue posible gracias al apoyo de encargados y jefes, así como por la información recabada conforme a la normatividad vigente.

En cuanto al acopio y almacenamiento temporal de RP, se detectaron como áreas de oportunidad: el destinar un espacio independiente para los RAEE, cercar el edificio de almacenamiento temporal y colocar más pictogramas, para incrementar la seguridad de los estudiantes y el personal de apoyo a la educación. Se identificaron los RP que se generaron en mayor cantidad en cada laboratorio y taller, sobresaliendo el refrigerante de máquinas del Laboratorio de Ingenierías Industrial y Mecatrónica (56,74%), seguido de los RPQ de los laboratorios de posgrado (18,58%) y licenciatura (13,22%) y, las Lámparas fluorescentes del Taller de Mantenimiento General (5,10%). Cada una de las áreas generadoras de RP tiene el reto de disminuir el RP que produce en mayor cantidad, bien mediante su tratamiento o sustitución del material precursor, lo que apoyaría a reducir en más de la mitad su entrega para disposición final.

Para implementar el manejo integral de los RP y coayudar al objetivo 4 del SGA del ITTol, es necesario impartir cursos-talleres de capacitación permanente al personal que labora y utiliza los laboratorios y talleres, a los estudiantes de las diferentes carreras del ITTol y al personal que brinda servicios a la infraestructura.

Referencias

DOF, 1993. Diario Oficial de la Federación. NOM-054-SEMARNAT-1993, que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más residuos considerados como peligrosos por la Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL-1993. Publicada en el DOF el 22 de octubre 1993. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/680165/NOM-054-SEMARNAT-1993.pdf> (acceso, 20/01/2023)

- DOF, 2006. Diario Oficial de la Federación. NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/1055/SEMARNA/SEMARNA.htm> (acceso, 20/02/2023).
- DOF, 2014. Diario Oficial de la Federación. Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (RLGPGIR), Última Reforma publicada en el DOF 31-10-2014. https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGPGIR_311014.pdf (acceso 20/febrero/2023)
- DOF, 2015. Diario Oficial de la Federación. Oficial Mexicana NOM-018-STPS-2015, Sistema armonizado para la identificación y comunicación de peligros y riesgos por sustancias químicas peligrosas en los centros de trabajo. Secretaria del Trabajo y Previsión Social (STPS), publicada en el DOF 09/10/2015. <http://www.economia-noms.gob.mx/normas/noms/2010/018stps2015.pdf> (acceso 25/agosto/2022)
- DOF, 2022. Diario Oficial de la Federación. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), Última Reforma publicada en el DOF 11-04-2022. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf> (acceso 12/enero/2023).
- ISO, 2022. International Organization for Standardization (Organización Internacional de Normalización). ISO 14001:2015(es) Sistemas de gestión ambiental — Requisitos con orientación para su uso. <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14001:ed-3:v1:es> (acceso 13/noviembre/2022).
- ITTol, 2022. Instituto Tecnológico de Toluca. Sistema de Gestión Ambiental. <https://www.tolucatecnm.mx/categoria/62/sistema-de-gestion-ambiental> (acceso 13/agosto/2022).
- Sales, M., 2013. Diagrama de Pareto. 1ª. Ed. EALDE Business School, 7, Libro digital. https://www.academia.edu/23719178/Diagrama_de_Pareto
- SEMARNAT, 2020. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Inventario Nacional de Generación de Residuos Peligrosos. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN). Compendio 2020. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2020/01_ambiental/residuosPeligrosos.html (acceso 25/01/2023).
- SEMARNAT, 2023. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Registro de generadores de residuos peligrosos. <https://www.gob.mx/tramites/ficha/registro-de-generadores-de-residuos-peligrosos/SEMARNAT1738> (acceso, 28/02/2023).
- TecNM, 2023. Tecnológico Nacional de México. Presencia del Tecnológico Nacional de México a nivel Nacional. <https://sne.tecnm.mx/public/nacional#:~:text=El%20TecNM%20tiene%20una%20participaci%C3%B3n,instituciones%20a%20nivel%20Educa%C3%B3n%20Superior> (acceso 25/01/2023).
- THÁIS, 2023. Químicas THÁIS. ¿Qué es el Número CAS? Página WEB. <https://quimicathai.wordpress.com/2012/10/17/que-es-el-numero-cas/> (acceso 06/01/2023).
- UNECE, 2013. United Nations Economic Commission for Europe (Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa). Sistema Globalmente Armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos (SGA). Quinta edición revisada. <https://unece.org/es/ghs-rev5-2013> (acceso 20/03/2022).
- UNAM, 2014. Universidad Nacional Autónoma de México. Guía técnica de acción para residuos químicos. Facultad de Química. Primera edición. ISBN: 978-607-02-5654-7. Fecha de edición: 2 de julio de 2014. https://quimica.unam.mx/wp-content/uploads/2014/08/gt_quimicos.pdf (acceso 20/01/2023).
- UANL, 2023. Universidad Autónoma de Nuevo León. Residuos Peligrosos (RP). [https://sds.uanl.mx/residuos-peligrosos-rp/#:~:text=Entre%20los%20residuos%20peligrosos%20que,en%20pr%C3%A1cticas%20acad%C3%A9micas%20o%20investigaciones.&text=Aceites%20gastados%20\(lubricantes%2C%20diel%C3%A9ctricos%2C%20hidr%C3%A1ulicos%2C%20etc.\)](https://sds.uanl.mx/residuos-peligrosos-rp/#:~:text=Entre%20los%20residuos%20peligrosos%20que,en%20pr%C3%A1cticas%20acad%C3%A9micas%20o%20investigaciones.&text=Aceites%20gastados%20(lubricantes%2C%20diel%C3%A9ctricos%2C%20hidr%C3%A1ulicos%2C%20etc.)) (acceso 23/11/2022).

EFFECTOS DE LA PANDEMIA EN LA GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS DE UN CAMPUS UNIVERSITARIO

Jiménez-Martínez, Nancy Merary^{1*}; Ángeles Topete, María de Lourdes²

¹Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, México

²Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, México

[*njimenez@crim.unam.mx](mailto:njimenez@crim.unam.mx)

Resumen

Desde 2016, el Campus Morelos de la UNAM cuenta con el Programa de Manejo Integral de Residuos Universitarios con Enfoque Basura Cero (MIRSU-BO), mediante el cual los residuos sólidos urbanos son separados en la fuente, manejados de manera integral dentro del campus y enviados a cadenas de reciclaje para su aprovechamiento. La pandemia por SARS-CoV-2 generó perturbaciones en los sistemas de gestión de residuos en muchas partes del mundo, afectaciones en las industrias del reciclaje y retrocesos en el manejo que las poblaciones daban a sus residuos. Esta ponencia pretende dar a conocer los efectos de la pandemia en la generación y composición de los residuos sólidos universitarios generados en el Campus Morelos de la UNAM en 2022 y compararlos con sus datos históricos. La hipótesis de investigación es que la pandemia provocó un incremento en la generación de residuos sólidos universitarios y cambios cualitativos en su composición, observables en una mayor presencia de residuos plásticos. La metodología seguida en los estudios de generación de residuos se basó en la normativa mexicana vigente. Los resultados muestran la necesidad de reforzar el manejo integral de residuos sólidos en la comunidad universitaria a fin de minimizar su generación y avanzar hacia la meta: *basura cero*.

Palabras clave: residuos; pandemia; generación; composición; campus.

1. Introducción

El 11 de marzo de 2020 la Organización Mundial de la Salud (OMS) declaró que la epidemia provocada por el virus SARS-CoV-2, causante de la enfermedad COVID-19, se convertía en pandemia y emitió recomendaciones para evitar su propagación; por ejemplo, el distanciamiento social, el lavado frecuente de manos y el uso de cubrebocas, entre otros elementos de protección personal (OMS, 2020).

Lo anterior provocó transformaciones sociales importantes, como el cierre de actividades no esenciales, pérdida de empleos, una reducida movilidad urbana, así como el incremento en el consumo de productos alimenticios, higiénicos, de protección y de limpieza, con su correlato de generación de residuos (OMS, 2020). Desde las ciencias sociales se conceptualiza la pandemia como un proceso totalizante, es decir, capaz de afectar al conjunto de la sociedad en todas sus dimensiones y operaciones (Espinosa, 2021).

En el sector de los residuos, la pandemia provocó un incremento en su generación. The International Solid Waste Management Association estimó un aumento entre 30 y 50 % en la generación de residuos sólidos urbanos. En México, algunos autores encontraron que el aumento osciló entre 10 y 30 % (Torralva y Velasco, 2021).

La Jornada Nacional de Sana Distancia, estrategia de política pública mexicana para contener la propagación de la enfermedad, frenó las actividades consideradas “no esenciales”, fomentó el distanciamiento social y promovió la higiene de manos y el uso de cubrebocas como medidas para prevenir el contagio. Esto llevó a la modificación de algunas prácticas sociales: se incentivó la compra a domicilio

de alimentos preparados, las compras en línea incrementaron y se promovió el uso y reemplazo frecuente de cubrebocas, todo lo cual tuvo consecuencias en la generación residuos, pues, de la mano de las deficiencias que imperaban en los sistemas de gestión desde antes de la pandemia, su problemática se exacerbó (Jiménez-Martínez, 2020).

En este trabajo nos proponemos difundir los resultados de un estudio de generación de residuos sólidos urbanos en el Campus Morelos de la UNAM, donde opera el Programa de Manejo Integral de Residuos Universitarios con Enfoque Basura Cero (MIRSU-B0) o Programa Basura Cero. En el estudio se seleccionaron y clasificaron dichos residuos con base en la normatividad mexicana, para conocer si los parámetros de generación y composición experimentaron transformaciones y dilucidar en qué medida esto podría considerarse un efecto pospandémico.

2. Metodología

Para cumplir con los objetivos, se utilizó la norma mexicana NMX-AA-61-1985, que especifica un método para determinar la generación de residuos sólidos municipales a partir de un muestreo estadístico aleatorio. Si bien es cierto que un campus universitario no genera únicamente residuos sólidos, consideramos que esta norma provee una metodología adecuada para conocer la generación de los residuos sólidos universitarios, pues puntualiza las actividades esenciales para dicho ejercicio; por ejemplo, “la operación limpieza”, el día 0 y la entrega de bolsas marcadas para identificar la fuente generadora, así como la transferencia a un centro de acopio temporal para su análisis. Aunque la norma sugiere determinar una muestra para conocer la generación, dadas las condiciones en que opera el manejo de residuos sólidos en el campus —a saber: con separación de residuos en la fuente por el generador (en islas de separación), recolección y almacenamiento separados, elaboración de composta dentro del campus, transferencia de los residuos reciclables a una asociación civil y la disposición final de los residuos no valorizables—, se decidió que el estudio se haría al universo completo, sin una muestra, es decir, a la totalidad de las islas de separación del campus.

Generalmente, la aplicación de esta norma se acompaña de la norma NMX-AA-15-1985, que establece el método de cuarteo para residuos sólidos municipales y la obtención de especímenes para los análisis en laboratorio; sin embargo, debido a las condiciones anteriormente referidas, no hicimos cuarteo de los residuos, sino pesaje y caracterización de la totalidad de residuos generados. Finalmente, utilizamos la norma NMX-AA-22-1985, que establece la selección y el método para cuantificar los subproductos contenidos en la totalidad de los residuos.

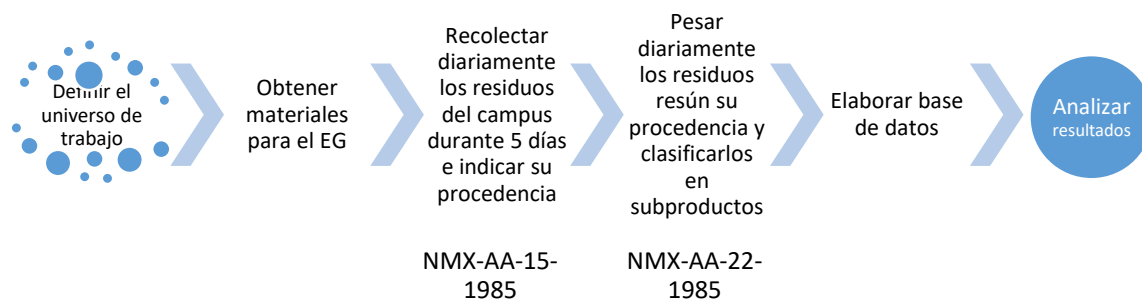


Figura 1. Diagrama del proceso del estudio de generación del campus Morelos.

2.1 Área de estudio

El campus Morelos de la UNAM se ubica al norte de Cuernavaca, dentro de la ciudad universitaria de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Forman parte del Programa Basura Cero cuatro entidades académicas y una dependencia universitaria: el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM, 1), el Instituto de Biotecnología (IBt, 2), el Centro de Ciencias Genómicas (CCG, 3), la Unidad Cuernavaca del Instituto de Matemáticas (UCIM, 4) y la Coordinación de Servicios Administrativos (CSA, 5). También pertenece al Campus Morelos el Instituto de Energías Renovables, que se ubica en el municipio de Temixco, por lo cual no es referido en este trabajo.



Figura 2. Ubicación de las entidades del campus Morelos

Este campus universitario está dedicado mayoritariamente a la investigación. Ahí laboran aproximadamente dos mil personas: académicas, administrativas, estudiantes, trabajadoras sindicalizadas, contratadas por honorarios y becarias en estancias de investigación o servicio social.

Los materiales y equipos utilizados para este trabajo fueron una báscula comercial electrónica de acero inoxidable, con precisión de un gramo y hasta veinte kilos, escoba, recogedor, overoles de protección, mascarillas, guantes y zapatos de seguridad.

2.2. Recopilación de información

El estudio de generación se hizo durante el mes de octubre de 2022. Se dedicó una semana a cada entidad, comenzando por el CCG y la CSA, después el CRIM, la UCIM y finalmente el IBt. Los datos obtenidos de las actividades de pesaje de residuos y clasificación de subproductos se registraron en una base de datos que se organizó de acuerdo con la estructura de seguimiento establecida por el MIRSU-BO, es decir, basada en el número de islas de separación que hay en cada entidad y en el nombre asignado a cada una de estas. Esto significa que los datos recogidos tuvieron tal precisión en la identificación y registro que pueden ser asignados a la población usuaria de cada isla de separación del campus. El universo de islas de separación quedó integrado como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Identificación y registro de las islas de separación

Entidad	Número de islas
CRIM	16
CCG	25
CSA	2
UCIM	20
IBT	27
Total	90

3. Resultados y discusión

Los resultados muestran que la generación de residuos semanal del campus fue de 449 kg en 2022, cifra inferior a la registrada en 2015, cuando se hizo el primer estudio de generación del campus, previo a la implantación del Programa Basura Cero, y se estimó en 945 kg semanales de residuos. Parte de esta disminución podría explicarse por varios factores, entre los cuales destacan algunas iniciativas impulsadas por el MIRSU-B0, como el manejo separado de residuos higiénicos femeninos con un proveedor externo y el manejo de pilas y baterías; sin embargo, otro de los factores explicativos de esta disminución es que la comunidad no regresó por completo a las actividades presenciales en el campus, sino que se reincorporó de forma híbrida y pasa menos tiempo en este.

En la Tabla 2, mostramos la generación semanal obtenida en cada entidad, su proporción porcentual dentro del campus y la generación per cápita asociada a cada una.

Tabla 2. Generación de residuos del Campus Morelos

Entidad	Generación semanal (kg)	Porcentaje	Tamaño de la población	Generación per cápita (kg)
CRIM	74.25	17 %	150	0.099
CCG	114.458	25 %	260	0.088
CSA	13.505	3 %	30	0.090
UCIM	28.865	6 %	100	0.058
IBt	218.074	49 %	1238	0.035
Total	449.152	100 %	1778	0.051

La Tabla 2 presenta conclusiones interesantes. Por una parte, aunque el IBt es el generador más grande de residuos en términos absolutos y relativos, una mirada a la generación per cápita en cada entidad revela que cada persona del IBt genera diariamente menos residuos que cualquiera en otra entidad, pues el indicador es inferior al promedio del campus. Por otra parte, en entidades pequeñas, como el CRIM, donde la generación de residuos es baja, 74 kg/sem, la generación de residuos por persona es la más alta del campus: cercana a los 100 g, lo mismo que en la CSA, que muestra una generación muy baja, pero con un indicador per cápita alto.

En cuanto al análisis de la composición de residuos sólidos universitarios a nivel del campus, encontramos que ha habido ligeros cambios porcentuales en las categorías. En el Campus Morelos separamos los residuos en cinco categorías: orgánicos compostables en el bote verde; plásticos en el bote azul; papel y cartón en el bote café; latas, vidrio y multicapa en el bote amarillo, y la fracción resto en el bote gris. Los cambios en la composición global de los residuos del campus se muestran en la Figura 3.

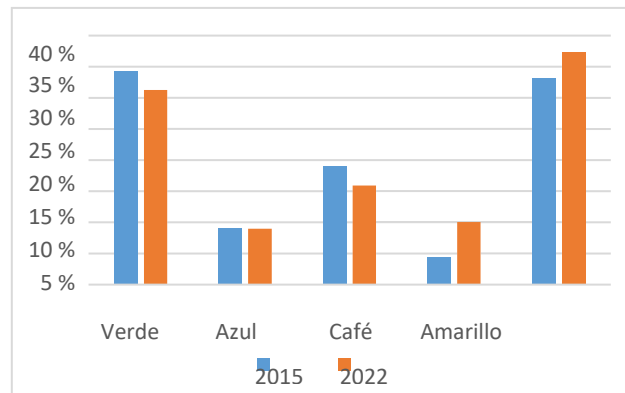


Figura 3. Cambios en la composición porcentual de los residuos del Campus Morelos

Encontramos que hubo un ligero descenso en la proporción de los residuos orgánicos compostables, lo mismo en cuanto a los residuos de papel y cartón, ambas en 3 %; han mantenido su presencia proporcional en 9 % los residuos plásticos; en tanto que se registra un aumento de 6 % en los residuos de latas, vidrio y envases multicapa, lo mismo que la fracción resto, que ha incrementado 4 %. Esta situación coloca al Campus Morelos en rezago respecto a su intención de avanzar hacia *basura cero*. Sin embargo, un análisis detallado al interior de cada entidad y sus categorías nos ayuda a comprender mejor esta dinámica y a explicar si esto pudiera o no estar relacionado con prácticas pospandémicas.

CRIM

El estudio de generación arrojó que en el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias disminuyó la generación de residuos: pasó de 88 kg/sem en 2015 a 74 kg/sem en 2022. Una primera lectura de la Tabla 3 nos indica que hubo un incremento en la generación de residuos orgánicos compostables y una disminución en los residuos reciclables de los botes azul, café y amarillo, que en 2015 representaban 39 % de la composición total (Jiménez-Martínez, 2019) y ahora se colocaron en 30 %. La principal explicación de esta caída se relaciona con la disminución de dos de sus residuos más abundantes: el papel y el cartón, que en 2019 representaban 40 % de la composición de residuos del CRIM (Jiménez-Martínez, 2019).

Tabla 3. Dinámica de la composición en el CRIM

CRIM	Composición proporcional 2015	Composición proporcional 2022
Verde	23 %	42 %
Azul	9 %	13 %
Café	28 %	12 %
Amarillo	2 %	5 %
Gris	38 %	29 %

En cuanto al incremento de los residuos del bote azul, encontramos que esto se debe a la abundancia de residuos de PET (52 %) provenientes principalmente de refrescos; de LDPE (28 %), originados por el desecho de bolsas de plástico de un solo uso, y de HDPE (20%) asociados a envases de yogures bebibles y algunos productos de limpieza. Finalmente, aunque hubo una disminución en la fracción resto, el estudio precisó un incremento proporcional en la presencia de servitoallas, que pasó de 24 % en 2015, a 51 % en 2019 y a 53 % en 2022; lo mismo que los restos de comida, que pasaron de 13 % en 2019 a 20 % en 2022, y los desechables plásticos, de 5 a 8 % en el mismo periodo.

CCG

En el Centro de Ciencias Genómicas también se registró una disminución en la generación de residuos, que pasó de 231.75 kg/sem en 2015 a 114.4 kg/sem en 2022, pero, a diferencia del CRIM, esta comunidad muestra una reducción de 10 % en la proporción de residuos orgánicos, que parece compensarse con un incremento de 3 % en los residuos plásticos y de 8 % en los residuos de latas, vidrio y envases multicapa; es decir, podríamos decir que se dejaron de consumir productos frescos, como frutas y verduras, y se privilegió el consumo de alimentos ultraprocesados que se ofrecen en envases hechos con esos materiales. La Tabla 4 muestra la dinámica de los cambios en la composición en esta entidad.

Tabla 4. Dinámica de la composición en el CCG

CCG	Composición proporcional 2015	Composición proporcional 2022
Verde	35 %	25 %
Azul	8 %	11 %

Café	20 %	18 %
Amarillo	3 %	11 %
Gris	34 %	36 %

En el caso del incremento del plástico, los resultados muestran una prevalencia del PET (62 %), seguido del HDPE (24 %) y de forma muy marginal el PP5 (7 %) y el LPDE (7 %). Al igual que en el caso anterior, la mayoría de los envases de PET proviene de refrescos y agua embotellada; el HDPE, de yogures bebibles; el PP5, de sueros rehidratantes, y el LPDE, de bolsas de un solo uso. Por su parte, el incremento en los residuos del bote amarillo podría explicarse por la abundancia de latas de aluminio (envases de refresco) y ferrosa (33 %), de botellas de vidrio (32 %) y de envases multicapa de jugos de frutas y productos lácteos (28 %). Adicionalmente, se observa un incremento en la proporción de la fracción resto, donde las tres principales categorías de residuos fueron las servitoallas (31 %), residuos no peligrosos de laboratorio (29 %) y residuos de alimentos (13 %). En este caso hay una modificación importante con relación a la proporción de estos residuos en comparación con 2015, cuando las servitoallas representaban 24 % y los residuos de laboratorio 16 % del total.

CSA

Aunque no se cuenta con los datos de la generación y composición de los residuos de la Coordinación de Servicios Administrativos en 2015, los resultados correspondientes a este estudio en 2022 se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Composición en la CSA

CSA	Composición proporcional 2022
Verde	34 %
Azul	2 %
Café	21 %
Amarillo	17 %
Gris	27 %

Aunque identificamos una proporción muy baja de residuos plásticos, 71 % de estos son envases de PET y 29 % son bolsas de un solo uso. En el caso de los residuos del bote café, el cartón representa una proporción de 9 %, y al tratarse de una dependencia con tareas netamente administrativas, no sorprende que 91 % de los residuos de este bote sea de papel bond. En el caso del bote amarillo se encontró que 63 % de los residuos es vidrio; 19 %, latas, y 16 %, envases multicapa. Y al igual que en los otros casos, el bote gris se compone mayoritariamente de servitoallas (30 %), otros plásticos no valorizables, básicamente de materiales didácticos y de oficina (28 %), y residuos de alimentos (16 %).

UCIM

En el caso de la Unidad Cuernavaca del Instituto de Matemáticas también se registró una ligera disminución en la generación de residuos, que en 2015 se estimó en 33.7 kg/sem y en 2022 en 28.8 kg/sem, pero con particularidades muy interesantes que registramos en la Tabla 6.

Tabla 6. Dinámica de la composición en la UCIM

UCIM	Composición proporcional 2015	Composición proporcional 2022
Verde	36 %	38 %
Azul	11 %	15 %
Café	10 %	12 %

Amarillo	8 %	11 %
Gris	36 %	24 %

De acuerdo con la Tabla 6, podemos afirmar que la UCIM es la única entidad que avanza hacia *basura cero*. La comparación de los indicadores obtenidos en ambos estudios de generación da cuenta que la comunidad de matemáticos ha incrementado moderadamente la presencia tanto de residuos orgánicos como de residuos reciclables y ha disminuido su proporción de la fracción resto.

Aun así, vale la pena señalar algunas características de estas modificaciones. Por ejemplo, en 2015 el PET representaba 42 % del total de los plásticos valorizables y, como en otras entidades, este es el subproducto más abundante de esta categoría, pues representa 65 % del total de plásticos; se registra una caída en la proporción de envases de HDPE, que en 2015 era de 37 % y en 2022 alcanzó 17 %, lo mismo ocurrió con la bolsa plástica (LDPE), que alcanzó 21 % en 2015 y 18 % en 2022. Finalmente, aunque los desechos de la fracción resto han disminuido, encontramos que los residuos más abundantes de esta categoría son las servitoallas, que pasaron de 6.5 a 50 %, seguidos de los residuos de alimentos (20 %) y los enseres domésticos (13 %), como guantes, fibras de limpieza y trapeadores.

IBT

El Instituto de Biotecnología, debido a su tamaño y complejidad estructural, representa un reto para el MIRSU-B0. Los resultados correspondientes a este estudio se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Dinámica de la composición en el IBt

IBt	Composición proporcional 2015	Composición proporcional 2022
Verde	42 %	18 %
Azul	9 %	5 %
Café	19 %	17 %
Amarillo	5 %	8 %
Gris	25 %	71 %

Encontramos que esta comunidad ha modificado significativamente sus prácticas de consumo y desecho en los dos momentos que se comparan. Por una parte, ha dejado de consumir alimentos naturales frescos, como frutas y verduras; asimismo, se registró una disminución de 4 % en la proporción de residuos reciclables plásticos y de 2 % en los residuos de papel y cartón, así como un ligero incremento en la proporción de los residuos del bote amarillo, correspondiente a los residuos de latas, vidrio y multicapa, básicamente originados por el consumo de bebidas lácteas, jugos de frutas, bebidas energizantes y refrescos.

Lo más preocupante es el incremento tan agudo en la proporción de la fracción resto, integrada preponderantemente por servitoallas, que pasaron de 21 % en 2015 a 70 % en 2022, y de desechables de plástico, que representaban 7 % en 2015 y se ubicaron en 17 % en 2022.

4. Conclusiones

La premisa inicial fue que la pandemia había generado perturbaciones en los sistemas de manejo de residuos. Así las cosas, encontramos que al interior del Campus Morelos este proceso, afianzado en una separación en la fuente y en la infraestructura física y logística para su funcionamiento, no se vio trastocado en su operación, pero sí se modificaron las prácticas de consumo y desecho de la comunidad universitaria.

Nuestra hipótesis de trabajo fue que la pandemia había generado un incremento en la generación de residuos y un cambio cualitativo en su composición, denotado en la alta prevalencia de residuos plásticos. La hipótesis se confirmó parcialmente, pues en el Campus Morelos no se ha registrado un incremento en la generación de residuos; antes bien, se observa una disminución global en la generación. Sin embargo, una aproximación a las composiciones históricas de los residuos en las entidades académicas que integran el campus permitió identificar matices y dinanismos que bien pueden estar asociados a comportamientos pandémicos y pospandémicos. Nos centraremos en tres aspectos destacables.

El primero es que parece que con la pandemia perdimos la guerra contra los plásticos. Así lo revela la alta prevalencia del PET como el componente más importante de la categoría de plásticos reciclables y la mayoría de los subproductos de la fracción resto, que corresponden a residuos no aprovechables.

El segundo es que el distanciamiento social permitió la emergencia de alternativas para la obtención de alimentos preparados. La presencia de desechables plásticos provenientes de servicios de alimentos a domicilio da cuenta de que esta práctica pandémica se extendió a los espacios de trabajo de la comunidad universitaria, y afianza esta premisa la alta prevalencia de residuos alimenticios en buen estado, como salsas, aderezos, complementos e incluso porciones completas de la ración alimenticia encontrados en la fracción resto.

El tercer elemento es el residuo más abundante de la fracción resto: la servitoalla, que representa, en el mejor de los casos, la tercera parte de los residuos del bote gris, y en el peor, 70 % del contenedor. Si bien es cierto que la preponderancia de este residuo no es reciente, el lavado frecuente de manos prescrito como una práctica de protección contra la COVID-19 podría explicar la abundancia de este residuo en la composición de los residuos universitarios.

En suma, el MIRSU-B0 tiene en estos datos una oportunidad para sensibilizar a la comunidad universitaria respecto a su manejo de residuos y para relanzar el programa con estrategias más ambiciosas de gestión hacia *basura cero*. Este primer acercamiento a las características de la generación y composición de los residuos del campus universitario se vería enriquecido con aproximaciones sociológicas para comprender las transformaciones en estos dos indicadores.

Referencias

- Espinosa, C. 2021. La configuración social de la pandemia por SARS-CoV-2. Un ensayo sociológico. *Sociológica*, año 36, número 102, 279-290.
- Jiménez-Martínez, N. M. 2019. Hacia Basura Cero: Auditoría al Programa de Manejo Integral de Residuos Sólidos Universitarios en el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. *Residuos sólidos en el México actual*. Vol. 12. Núm. 21, 21-29.
- Jiménez-Martínez, N. M. 2020. La gestión de los residuos sólidos urbanos en tiempos del COVID. Notas de Coyuntura del CRIM, No. 27. 1-6. En línea: https://web.crim.unam.mx/sites/default/files/2020-06/crim_027_nancy-jimenez_gestion-de-residuos-solidos.pdf (Último acceso 10 de marzo de 2023).
- Organización Mundial de Salud, 2020. "Listings of WHO's response to COVID-19." En línea: <https://www.who.int/es/news-room/detail/29-06-2020-covidtimeline> (Último acceso 28 de enero de 2023).
- Torralva, L. y Velasco, M. 2021. Manejo de residuos de equipos de protección personal derivados de la pandemia de COVID-19 en la Ciudad de México. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. *Residuos sólidos en el México actual*. Vol. 14. Núm. 21, 97-107.

CUANTIFICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS POTENCIALMENTE RECICLABLES EN EL MUNICIPIO DE LA CHORRERA, PANAMÁ

Hatke, Tatiana L.*; Vallester, Erick²

¹ Consultoría, Estudios y Diseños, S.A., Consultora, Panamá

² Grupo de investigación Nitrato, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá

*tatianalinette@gmail.com

Resumen

La principal herramienta que tienen los gestores municipales y gobiernos locales para la realización de una toma de decisiones en cuanto a la viabilidad de los programas de reciclaje es un estudio de cuantificación y caracterización de residuos sólidos urbanos (RSU). En esta investigación se abordará un caso en estudio en el Municipio de la Chorrera, provincia de Panamá Oeste, República de Panamá. A través de este estudio se realiza el muestreo en el vertedero (sitio de disposición final) durante 60 días, con el fin de determinar la composición, generación, volumen y características generales de los residuos potencialmente reciclables entrantes al vertedero. Entre los resultados obtenidos en el tiempo establecido para la realización de la caracterización y pesado de los materiales se recolectó un total aproximado de 6.8 Toneladas de residuos, y con respecto a la composición de estos se encontró que la fracción de plásticos mixtos mantienen el porcentaje más alto con aproximadamente 27 %, seguido el subproducto del cartón con 19 %, los restos textiles con un aproximado de 10 %, el latón con un aproximado de 9 % y el hierro con un aproximado de 8 %. Para lo que se propone la implementación de un sistema de separación y una planta de recuperación de materiales, que permita una prolongación significativa en el tiempo de vida útil del vertedero.

Palabras clave: Cuantificación; caracterización; generación; muestreo; residuos sólidos.

1. Introducción

Este artículo se centra en la cuantificación y caracterización de los residuos sólidos en el municipio de La Chorrera, República de Panamá; teniendo en especial énfasis los residuos sólidos potencialmente reciclables, a través de un muestreo de sesenta (60) días realizado en la entrada del Vertedero Controlado El Diamante, extrayendo una muestra representativa de los camiones recolectores y seleccionando los camiones aleatoriamente, intentando mantener constante la cantidad de residuos sólidos de cada camión.

El manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos ocasiona un problema sanitario importante en zonas de alta densidad de población, como es el caso del Municipio de La Chorrera, donde se encuentra el Vertedero Controlado de El Diamante. Una de las causas de mayor importancia de este problema es la falta de información estadística de generación y caracterización de residuos sólidos en Panamá, gubernamentalmente hablando, por lo que se carece de documentos oficiales que nos puedan brindar datos confiables. Por ello, el desarrollo de una metodología para caracterizar los residuos sólidos domiciliarios con grados de confiabilidad nos ayudará a definir los porcentajes de materiales potencialmente reciclables que se depositan en el Vertedero Controlado El Diamante y su composición.

Teniendo esta información podemos conocer la viabilidad de proponer la implementación de un sistema de separación y una planta de recuperación de materiales, que permita una prolongación significativa en el tiempo de vida útil del vertedero.

2. Metodología

La cuantificación de residuos sólidos urbanos potencialmente reciclables fue un proceso fundamental para la gestión adecuada de los residuos sólidos en las ciudades y localidades (Ramos et al., 2018). La cantidad y tipo de residuos sólidos que se generaron en una zona geográfica específica pudieron variar en función de factores como la densidad poblacional, el nivel de desarrollo socioeconómico, las prácticas culturales y la presencia de industrias y empresas en la zona (Narváez et al., 2016).

Para llevar a cabo la cuantificación de los residuos sólidos urbanos potencialmente reciclables en este estudio, se procedió a seguir los siguientes pasos:

1. Se identificaron los residuos reciclables.
2. Se seleccionó y determinó la muestra.
3. Se caracterizó la muestra.
4. Se analizaron los resultados.

2.1 Área de estudio

El lugar de estudio de esta investigación fue el Vertedero Controlado El Diamante, el cual era una instalación de gestión de residuos sólidos ubicada en La Chorrera, en la provincia de Panamá Oeste, República de Panamá, en la Figura 1 se muestra vistas del mismo. Este vertedero era operado por la Autoridad de Aseo Urbano y Domiciliario de Panamá (AAUD) y tenía como objetivo principal la disposición final de los residuos sólidos generados en la ciudad de Panamá y otras zonas aledañas.



Figura 1. Vista general del Vertedero Controlado El Diamante

El vertedero contaba con una superficie de alrededor de 36 hectáreas y una capacidad de disposición de 35 millones de toneladas métricas de residuos sólidos. Los residuos eran transportados al vertedero en camiones compactadores y se descargaban en celdas o áreas específicas para su disposición, como los que se muestran en la Figura 2.



Figura 2. Tipos de vehículos recolectores que descargan en el Vertedero Controlado El Diamante

Para asegurar la protección del medio ambiente y la salud de las personas que trabajaban en el vertedero y de las comunidades cercanas, El Diamante contaba con medidas de control y monitoreo de emisiones, sistemas de control de lixiviados y gases, y programas de educación y concientización ciudadana para promover la separación y reciclaje de residuos.

2.2. Identificación de los residuos potencialmente reciclables

El primer paso fue identificar los residuos sólidos que eran reciclables (EPA, 2016). Esto se pudo hacer mediante la identificación de los tipos de materiales que podían ser reciclados, como papel, cartón, plástico, vidrio, metales, entre otros. Para esta investigación se establecieron las categorías establecidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Materiales potencialmente reciclables considerados

Material	Siglas	Definición
Cartón (OCC Suelto)	OCC	Cartón ondulado corrugado, sin empaquetar
Papel blanco	SWL	Papel blanco sin impurezas ni colores
Papel de color	SOP	Papel de colores distintos al blanco
Plástico mixto	-	Plástico que contiene diferentes tipos de resina
Lope claro (bolsas)	-	Bolsas de plástico transparente
Lope de color (bolsas)	-	Bolsas de plástico de colores
Latón	-	Aleación de cobre y zinc
Latas (UBC)	UBC	Latas de aluminio o acero
Vidrio transparente	-	Vidrio sin coloración
Vidrio ámbar	-	Vidrio de color ámbar
Vidrio verde	-	Vidrio de color verde
Tetrapak	-	Material laminado utilizado en envases de alimentos
Ropa	-	Prendas textiles
Hierro	-	Metal ferroso
Cartón de huevos	-	Cartón utilizado para contener huevos
Technopor	-	Material de poliestireno expandido

2.3. Selección y determinación de la muestra

La selección de una muestra representativa de los residuos reciclables que se generaron en la zona geográfica de estudio (Nwra, 2021), para esta investigación el Municipio de La Chorrera, debió ser lo suficientemente grande para ser estadísticamente significativa, pero no tan grande como para ser impracticable de manejar.

En este estudio se identificaron las micro rutas de los camiones de recolección de los residuos, para establecer el cronograma de caracterización y poder identificar de qué zona provinieron los residuos que se incluyeron en la muestra, en la Figura 3 se representan las zonas identificadas.

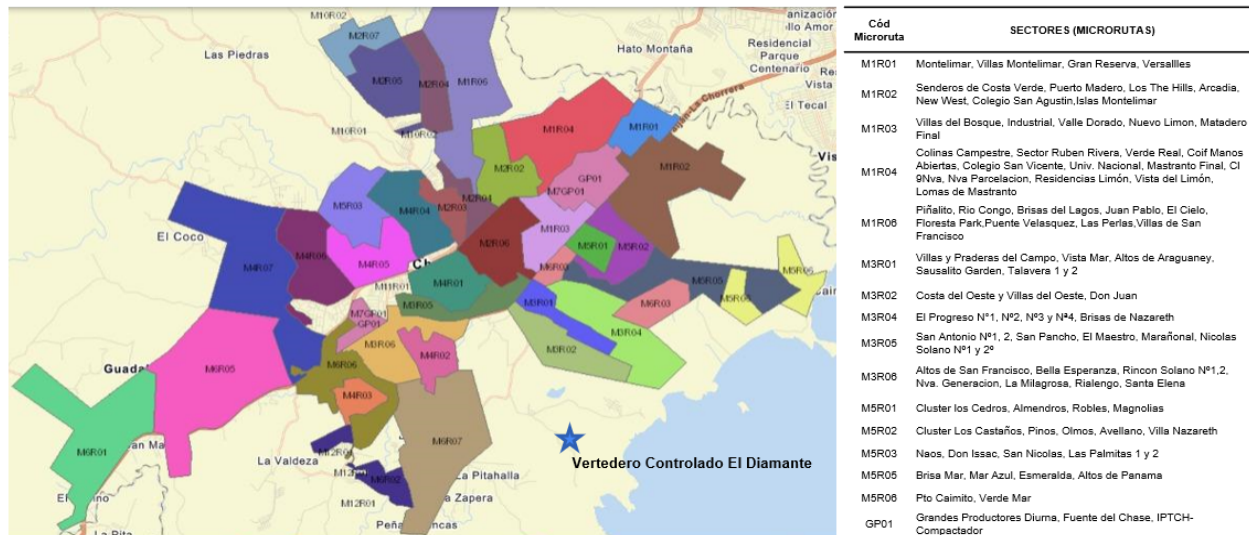


Figura 3. Mapa de las micro rutas de recolección de residuos sólidos

La recolección de las muestras y separación de los materiales potencialmente reciclables se realizó in situ, en la entrada del Vertedero Controlado El Diamante, este proceso se realizó diariamente durante 60 días y las muestras se almacenaron semanalmente para proceder a pesar los materiales potencialmente reciclables y no reciclables. Los camiones recolectores realizaban el recorrido habitual en cada una de sus rutas, en el que se recogen todo tipo de desechos sólidos domésticos. La selección de los camiones recolectores se realizó aleatoriamente en la entrada del Vertedero Controlado El Diamante y se procedió a preparar al equipo que realizó el muestreo equipándolos con bolsas de henequén y plástico, guantes, casco y demás equipo de protección personal.

Se realizó la toma de muestras de diferentes partes del camión recolector y se separaron los residuos sólidos en las diferentes categorías ya establecidas anteriormente. Durante la realización de este muestreo se obtuvieron limitaciones en cuanto a las inclemencias del tiempo, debido a que Panamá cuenta con un clima tropical húmedo, por lo que los materiales como el cartón grueso, cartón liviano y papel en parte se perdieron debido a las lluvias.

2.4. Caracterización de la muestra

Una vez seleccionada la muestra, se separaron y clasificaron manualmente los residuos reciclables en diferentes categorías establecidas en la sección 2.2, y luego se midió el peso de cada categoría (WHO, 2017) procediendo a registrar estos pesos semanalmente para facilitar el manejo y pesado de los residuos. En la Figura 4 se muestra evidencia del proceso de recolección de las muestras, la separación y el almacenamiento de los residuos sólidos potencialmente reciclables.



Figura 4. Muestreo y separación de los residuos sólidos potencialmente reciclables.

3. Resultados y discusión

El muestreo de los residuos en los camiones recolectores se realizó en la entrada del sitio de disposición final, Vertedero Controlado El Diamante. Durante el periodo de 60 días se llevó a cabo un muestreo de 49 vehículos recolectores, seleccionados aleatoriamente. Según la pesa de la entrada del vertedero controlado, arrojaron un peso total de 126.092 toneladas de residuos sólidos. Se recolectó una muestra de aproximadamente 0.35 toneladas de cada camión recolector con el fin de realizar una separación en las categorías de materiales potencialmente reciclables de interés, que podían ser comercializadas con las empresas recicladoras cercanas al sitio de estudio, en la Tabla 2, se presenta la composición de la muestra.

Tabla 2. Composición de la muestra de residuos sólidos

Material	Peso (Toneladas)	Porcentaje
Material potencialmente reciclable	6.88	40.11%
Material no reciclable	10.26	59.89%
Total de la muestra	17.15	100%

La muestra de los residuos sólidos totales recolectada de los camiones recolectores es de 17.15 toneladas, de la cual se realiza la separación y se obtiene 6.88 toneladas de material potencialmente reciclable y 10.26 toneladas de material no reciclable. Lo cual nos indica que de la muestra total de residuos sólidos un 40.11% representa materiales potencialmente reciclables y 59.89% son materiales no reciclables tales como: materiales orgánicos como restos de comida, papel y cartón sucios con comida, aceite u otros líquidos, pañales desechables, etc.

Los materiales potencialmente reciclables son el objeto de esta investigación, por lo que se realiza una separación de estos en las dieciséis categorías establecidas en la sección 2.2, y definidas en la Tabla 1. Se procede a pesar cada una de ellas, a fin de caracterizarlos y conocer la significancia de cada uno de los materiales, los materiales potencialmente reciclables pesados se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Composición de la muestra de materiales potencialmente reciclables

	Material	Peso (Toneladas)
1	OCC suelto (cartón)	1.28
2	SWL – (Papel blanco)	0.34
3	Plástico mixto	1.83
4	Lope claro (cartuchos)	0.18

	Material	Peso (Toneladas)
5	Lope color (cartuchos)	0.05
6	Latón	0.63
7	UBC (latas)	0.30
8	Vidrio transparente	0.27
9	Vidrio verde	0.09
10	Vidrio ámbar	0.09
11	Tetrapak	0.45
12	SOP (Papel color)	0.13
13	Ropa (trapos)	0.66
14	Hierro	0.52
15	Cartón de huevos	0.05
16	Technopor	0.01
	Total de la muestra potencialmente reciclable	6.88

Los resultados de la separación de los materiales potencialmente reciclables con respecto a su composición se encontraron que la fracción de plásticos mixtos mantiene el porcentaje más alto con aproximadamente 27 %, seguido el subproducto del cartón con 19 %, los restos textiles con un aproximado de 10 %, el latón con un aproximado de 9 % y el hierro con un aproximado de 8 %. Los porcentajes de cada una de las categorías se representan en la Figura 5.

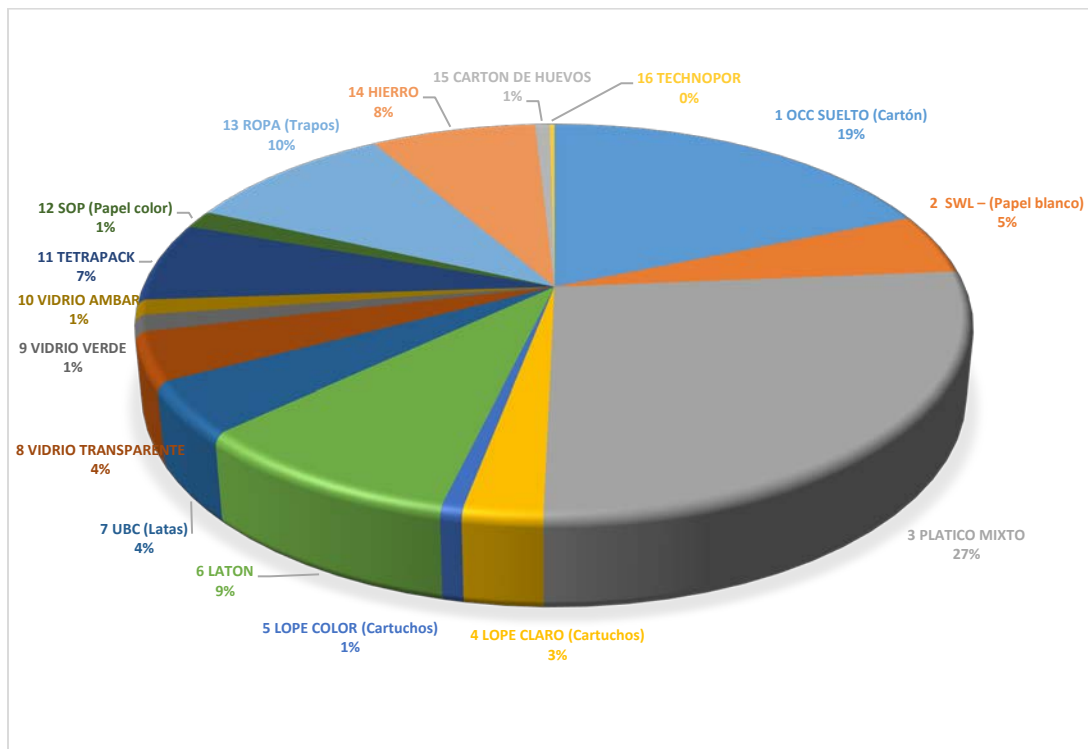


Figura 5. Caracterización de los residuos sólidos potencialmente reciclables.

Mediante un análisis estadístico de los datos recolectados en campo, se determinó para cada una de las categorías de materiales potencialmente reciclables en un periodo semanal, teniendo un total de 8 semanas, los parámetros analizados fueron: la desviación estándar, el valor máximo y mínimo, este análisis se presenta en la Tabla 4.

Tabla 4. Análisis estadístico de la información

	Material	Promedio	Desviación Std	Máximo	Mínimo
1	OCC suelto (cartón)	18.6%	8.1%	34.5%	18.6%
2	SWL – (Papel blanco)	5.0%	1.7%	8.0%	5.0%
3	Plástico mixto	26.6%	3.6%	34.3%	26.6%
4	Lope claro (cartuchos)	2.7%	2.2%	7.6%	2.7%
5	Lope color (cartuchos)	0.7%	0.9%	2.4%	0.0%
6	Latón	9.2%	3.0%	12.8%	9.2%
7	UBC (latas)	4.3%	0.6%	5.0%	4.3%
8	Vidrio transparente	4.0%	2.8%	7.2%	4.0%
9	Vidrio verde	1.3%	1.0%	2.9%	0.0%
10	Vidrio ámbar	1.2%	0.9%	2.4%	0.0%
11	Tetrapak	6.5%	2.2%	10.6%	6.5%
12	SOP (Papel color)	1.5%	2.7%	8.0%	0.0%
13	Ropa (trapos)	9.6%	6.4%	21.0%	0.0%
14	Hierro	7.5%	2.5%	12.0%	7.5%
15	Cartón de huevos	0.7%	2.1%	5.9%	0.0%
16	Technopor	0.2%	0.4%	1.2%	0.0%

4. Conclusiones

A continuación, realizamos una recopilación de las conclusiones más relevantes obtenidas de esta investigación:

- De esta investigación, sobre la cuantificación de los residuos sólidos potencialmente reciclables en el Municipio de La Chorrera, estudiando específicamente los camiones recolectores que realizan sus descargas en el vertedero controlado El Diamante, se obtuvo una muestra de residuos sólidos de 17.15 toneladas, de un total de 49 camiones recolectores, que en su totalidad descargaron en el vertedero 126.092 toneladas de residuos sólidos, por lo que se concluye que la muestra de este estudio representa un 13.6 % de los residuos totales descargados.
- La muestra representativa de esta investigación fue separada inicialmente en materiales no reciclables y materiales potencialmente reciclables, siendo estos últimos separados nuevamente en dieciséis (16) categorías; obteniendo que un 40.11 % de los materiales de la muestra corresponden a materiales potencialmente reciclables.
- En los materiales potencialmente reciclables los materiales con mayor presencia son la fracción de plásticos mixtos que representan el mayor porcentaje con aproximadamente 27 %, seguido el subproducto del cartón con 19 %, los restos textiles con un aproximado de 10 %, el latón con un aproximado de 9 % y el hierro con un aproximado de 8 %.
- Estos resultados pueden ser mejorados realizando una cuantificación y caracterización de los residuos sólidos del Municipio de La Chorrera con mayor alcance, ya que el muestreo fue intervenido en varias ocasiones por las inclemencias del tiempo, ya que no se contaba con un sitio de resguardo para el momento de la realización de la separación, lo que ocasionó la pérdida de materiales potencialmente reciclables tales como el cartón y papel, ya que estos se humedecieron.

- En base a lo encontrado se propone que en el vertedero controlado El Diamante se puede realizar una serie de mejoras a la gestión de residuos sólidos reciclables, como la implementación de programas de separación en la fuente, la mejora de los sistemas de recolección y transporte, el fortalecimiento de los sistemas de reciclaje, y la promoción de la cultura del reciclaje.

Referencias

Autoridad de Aseo. (2018, diciembre 19). Autoridad de Aseo inaugura vertedero El Diamante. Metro Libre. Recuperado de <https://www.metrolibre.com/nacionales/142798-autoridad-de-aseo-inaugura-vertedero-el-diamante.html>

Environmental Protection Agency (EPA). (2016). Waste Characterization. Recuperado de <https://www.epa.gov/rcra/waste-characterization>

FCC Aqualia. (2018, diciembre 21). Panamá inaugura el vertedero El Diamante. FCC Aqualia. Recuperado de <https://www.aqualia.com/es/-/panama-inaugura-el-vertedero-el-diamante>

Narváez, G., et al. (2016). Characterization of urban solid waste for recycling purposes: a case study in Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(6), 1501-1508.

National Waste & Recycling Association (NWRA). (2021). Waste Characterization Study. Recuperado de <https://wasterecycling.org/page/WasteCharacterizationStudy>

La Prensa. (2018, diciembre 19). El Diamante: La Chorrera tiene su vertedero de basura. La Prensa. Recuperado de https://www.prensa.com/sociedad/Diamante-Chorrera-vertedero-basura_0_5197980171.html

Ramos, P., et al. (2018). Recycling potential of municipal solid waste in Portugal: The case of Lisbon Metropolitan Area. *Journal*

PRESENCIA DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL CENTRO HISTÓRICO DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Bermúdez Falcón, Viviana Alejandra^{1*}; Vázquez Morillas, Alethia¹; Velasco Pérez, Maribel¹; Alvarez Zeferino, Juan Carlos¹

¹Área de Tecnologías Sustentables, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México

*ale.981202@gmail.com

Resumen

El *littering* es la acción de tirar residuos incorrectamente en cualquier lugar. Contribuye significativamente a los problemas ambientales; a pesar de ello no recibe la atención necesaria, y existe poca información acerca de este tema. Por ello se consideró relevante evaluar la presencia de residuos sólidos en las calles del Centro Histórico de la Ciudad de México, con la finalidad de caracterizar y prevenir el *littering*. Esta investigación evaluó la presencia de residuos sólidos en 40 calles del Centro Histórico de la Ciudad de México, las cuales cuentan con un barrido diario durante las 24 h, en 3 turnos. No obstante, se encontraron residuos sólidos; de los cuales únicamente se recolectaron los que estuvieran en la acera o banqueta, y los residuos voluminosos, de manejo especial y peligrosos se registraron y fotografiaron. Los residuos recolectados fueron llevados a la UAM-Azcapotzalco para realizar su clasificación y cuantificación. Los residuos de mayor concentración fueron, colillas de cigarros ($4,58 \times 10^{-2}$ piezas/m²), película no metalizada ($9,30 \times 10^{-3}$ piezas/m²) y papel ($6,84 \times 10^{-3}$ piezas/m²). La instalación de contenedores de colillas y basura en puntos estratégicos y las campañas de educación ambiental pueden fomentar que la población realice un adecuado manejo de sus residuos en los lugares públicos.

Palabras clave: colillas de cigarros; *littering*; plásticos

1. Introducción

Los problemas de importancia ambiental en México incluyen la calidad y escasez del agua, deforestación, degradación del suelo, cambio climático, contaminación del aire, generación y manejo de residuos. Los residuos en México se definen por la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) como aquellos materiales o productos cuyo propietario desecha y que se encuentran en estado sólido o semisólido, líquido o gas. Además, los clasifica como (LGPGIR, 2003):

- Residuos sólidos urbanos (RSU): resultan de la eliminación de los materiales utilizados en las actividades domésticas, productos de consumo y de sus envases;
- Residuos peligrosos (RP): son aquellos que posean alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad;
- Residuos de manejo especial (RME): son generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como RP o RSU;

De igual forma existen los residuos voluminosos, que en la Norma de la Ciudad de México (CDMX) NADF-024-AMBT-2013 se definen como enseres domésticos y muebles que son desechados y por su tamaño o componentes internos, deben tener un manejo específico, a través de planes de manejo o jornadas

previamente establecidos o autorizados por la Secretaría de Obras y Servicios en colaboración con la Secretaría y las Alcaldías.

El término *littering* hace referencia a tirar residuos incorrectamente en cualquier lugar. A pesar de que no se cuenta con suficiente información sobre este tema, se han identificado tipos de *littering*: el urbano, que es generado en comunidades (Muñoz-Cadena et al., 2012) y el marino, que se produce cuando los residuos se extienden al mar y causan efectos graves en la flora y fauna marina (Consultora Partres Egabrense and Asociación Paisaje Limpio, 2016). El *littering* en zonas rurales y naturales también existe y debido a la falta de servicios de limpieza puede tener impactos negativos en animales domésticos, de granja, de vida silvestre o constituir una fuente importante de emisiones de contaminantes al aire (Farming Life, 2022). El *littering* puede ocurrir de forma *activa*, cuando al salir de un espacio se deja en éste el residuo de forma intencional y *pasiva*, que tiene lugar cuando se dejan los residuos en un área de forma no intencional (Sibley and Liu, 2003). Por tal motivo es importante prevenir este suceso, pues a causa de los agentes abióticos, los residuos pueden llegar a los ríos, mares o ambientes terrestres. Algunas consecuencias del *littering* urbano son la contaminación del aire, que provoca enfermedades en la población; inundaciones derivadas de los residuos que obstruyen el drenaje y el deterioro en el paisaje, entre otras (Castillo, 2019).

El gobierno de la CDMX realiza anualmente un inventario de residuos, pero la información sobre la cantidad y tipo de residuos sólidos que se generan en la vía pública es limitada. Sin embargo, se conoce que en los eventos públicos realizados en el 2019 se generaron 2,689 t de residuos; y que en las calles del Centro Histórico de la CDMX en el 2019 se barrieron 365 t/día de residuos sólidos, el 84% de éstos fueron inorgánicos como empaques, desechables y demás, el otro 15% fueron residuos orgánicos y el 1% restante no se especificó. Algunos de los artículos que se han encontrado incluyen dinero, joyas, muebles, ropa, víveres, así como animales utilizados en rituales e incluso cuerpos de personas o fetos (Autoridades del Centro Histórico de la Ciudad de México, 2019). El objetivo de este estudio fue cuantificar la presencia de residuos sólidos generados por el *littering* en el Centro Histórico de la CDMX, además de clasificarlos y determinar su concentración.

2. Metodología

El desarrollo de esta investigación se dividió en 4 etapas principales (Figura 1).



Figura 1. Metodología para el estudio del *littering*

2.1. Adaptación de la metodología

Se realizó una revisión bibliográfica de las metodologías empleadas para el análisis del *littering*, por lo tanto, se revisaron artículos científicos e informes técnicos, con la finalidad de determinar la forma de selección de la zona de estudio, selección de puntos de muestreo, procedimiento para toma de muestra y clasificación de los residuos sólidos.

La zona de estudio fue el Centro Histórico de la CDMX, el cuadrante para muestrear fue de Eje Central Lázaro Cárdenas a Correo mayor y de República de Venezuela a José María Izazaga (Figura 2). Se enumeró cada cuadra del área de estudio, con un total de 242 cuadras. Se utilizó el software QuestionPro para determinar el tamaño de muestra para un 95 % de confianza (50 puntos) y después se utilizó el software Échalo a la suerte, para seleccionar 50 calles de forma aleatoria (Figura 2).

De las cuadras seleccionadas se descartaron 6, debido al riesgo de realizar el muestreo en estas zonas, puesto que se encuentran en avenidas vehiculares grandes con tránsito elevado, por lo que se obtuvo un total de 44 calles para muestrear. Una vez definidas las cuadras a muestrear, se determinaron 4 rutas de muestreo, el personal y material necesario para realizar el trabajo de campo.

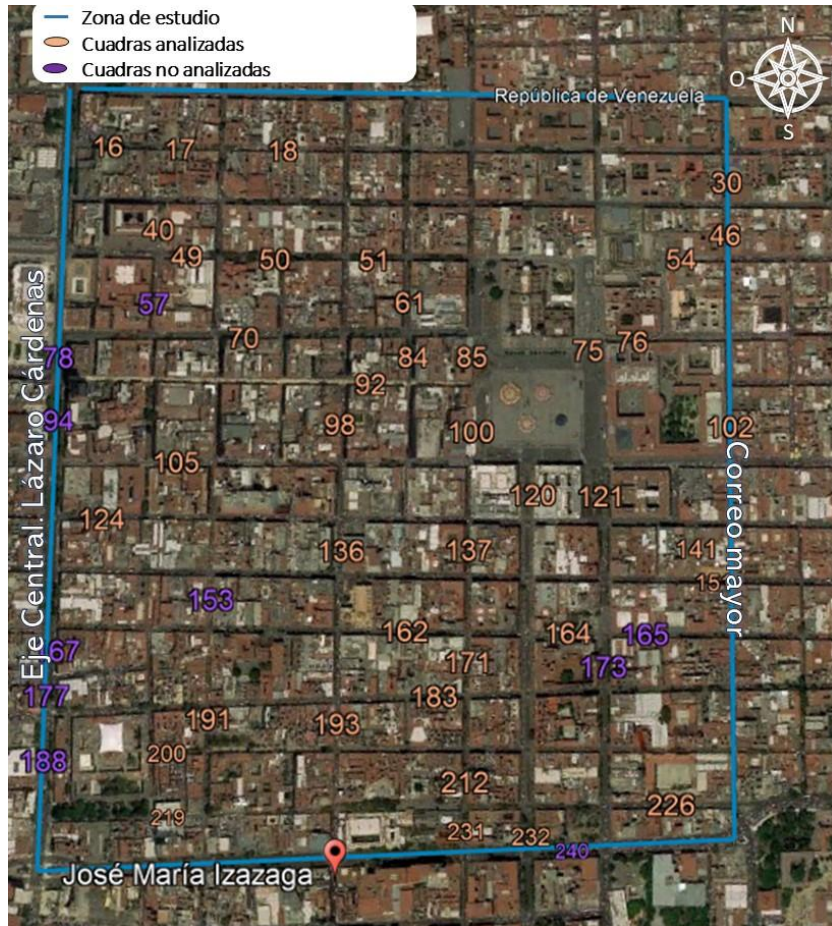


Figura 2. Zona de estudio

Por último, las causas y propuestas de prevención del *littering* se determinaron de acuerdo con lo observado al analizar el entorno, durante la toma de muestra y las concentraciones obtenidas del *littering*.

2.2. Muestreo del *littering*

El muestreo se realizó el 16 de agosto del 2022 de 10 a 13 h con 10 personas, que incluyeron personal docente y alumnado de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco (UAM-A). La recolección de la muestra fue únicamente en acera, se utilizó una pinza recolectora de residuos, bolsas etiquetadas con el nombre de la cuadra y un formato en el cual se registraron las dimensiones de la acera (largo y ancho), mismas que fueron determinadas mediante pasos con la finalidad de obtener una mejor movilidad y medición rápida, dado que es una zona altamente concurrida. Los residuos voluminosos o los que se encontraron en gran cantidad únicamente fueron registrados en el formato y fotografiados. Posteriormente las muestras se trasladaron al Laboratorio de Tecnologías Sustentables (LTS) de UAM-A.

2.3. Concentración y clasificación del *littering*

El procedimiento para realizar la clasificación y cuantificación del *littering* se dividió en 3 pasos (Figura 3), los datos obtenidos fueron registrados primero en bitácora y posteriormente en una base de datos en Excel.

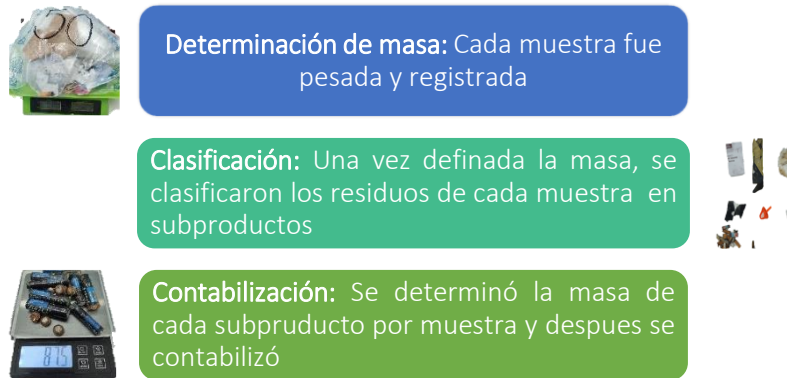


Figura 3. Procedimiento del análisis de residuos

3. Resultados

3.1. Clasificación

Se muestrearon un total de 40 calles, debido a que seis presentaban condiciones de riesgo y en las cuatro restantes, el horario definido no lo permitió. Los residuos que no se recolectaron por su tamaño o masa no fueron incluidos en el análisis, debido a que no se podían cuantificar (pesar o contar). La mayoría eran desechos de los locatarios, como envolturas de comida; no se encontró ropa, calzado o electrodomésticos que se pudieran reutilizar.

Así que primeramente se obtuvieron concentraciones de *littering* en masa y número de piezas por metro cuadrado respecto a cada cuadra, posteriormente se realizaron histogramas y se identificó que 17 de las 40 cuadras tenían una concentración de *littering* de 0,0104-0,0609 piezas/m² (Figura 4), sin embargo, esto no indica que las concentraciones de *littering* en el Centro Histórico de la CDMX sean mínimas, sino que la cobertura de barrido es eficiente, dado que los trabajadores mencionan que saturan de 2 a 3 veces el contenedor con residuos sólidos.

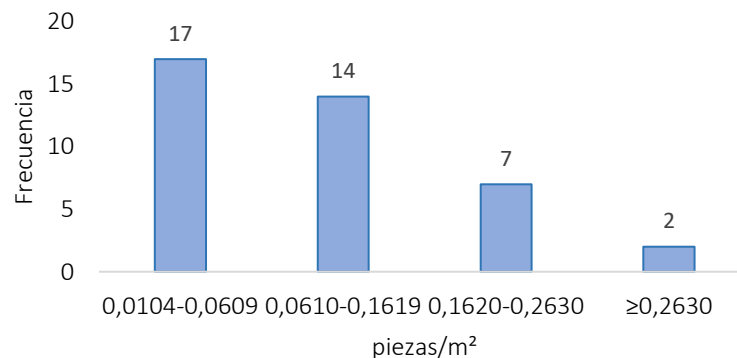


Figura 4. Frecuencia de concentración, respecto a número de piezas por m²

Por otro lado, en el histograma para masa de residuos por m² las mayores frecuencias se encontraron para la concentración mínima de 0,0057-0,0557 g/m² y máxima de ≥0,1559 g/m² (Figura 5). Se encontró que las

calles con mayor concentración en número de piezas de littering por m² no son necesariamente las que contienen mayor masa de residuos por m², esto se atribuye a la densidad de los residuos encontrados.

Por otra parte, se analizó la actividad de las cuadras, resultando que alrededor del 80% presentan comercio formal (33 cuadras), mientras que el 45 % tiene presencia de comercio informal (18 cuadras). Para determinar si existe alguna relación entre la actividad de la cuadra y el *littering* generado en la misma, se realizó la Tabla 1, la cual muestra el tipo y número de piezas de *littering* (subproducto) que se encontró por tipo de actividad en cada cuadra. Destaca que en las 40 cuadras estudiadas se encontraron colillas de cigarro.

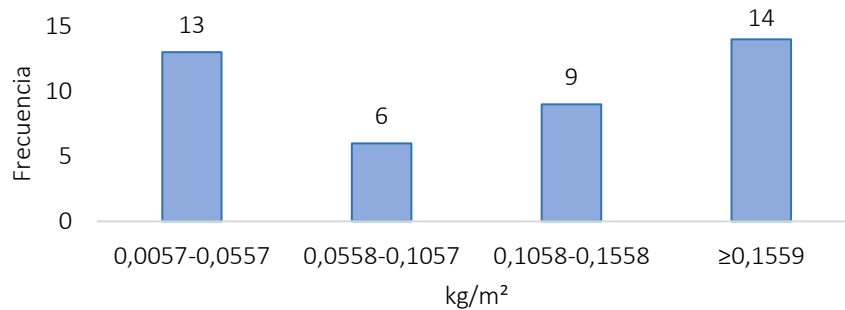


Figura 5. Frecuencia de concentración, respecto a masa de residuos (en g) por m²

Tabla 1. Número de cuadras con presencia de *littering* de acuerdo con el tipo de actividad

Subproducto	Cuadras con presencia de <i>littering</i>	Actividad					
		*Peatonal	Vivienda	Comercio formal	Restaurantera	Comercio informal	Otro
Bolsa de plástico	23	0	11	20	4	10	5
Cinta adhesiva	29	5	11	25	5	12	9
Película no metalizada	36	6	12	31	7	15	12
Película metalizada	32	8	12	25	7	16	12
Otros plásticos	25	3	11	22	5	10	6
Envolturas cartón y papel	22	3	9	18	4	8	7
Papel	31	4	11	27	6	12	10
Residuos de alimento	19	1	9	17	4	7	6
Servilletas	29	5	12	25	5	12	10
Colillas	40	8	13	33	8	18	13
Agitadores	17	2	7	13	4	10	7
Tapas	13	3	6	11	2	6	7

Número de cuadras totales por actividad	40	8	13	33	8	18	13
---	----	---	----	----	---	----	----

° Las calles peatonales solo se clasificaron así si estaban cerradas al flujo vehicular

Los resultados sugieren que las actividades mayormente asociadas al *littering* son las referentes a la vivienda, comercio formal e informal. También las mayores concentraciones de colillas de cigarro se presentaron en zona de bares o comercios y las de película metalizada y no metalizada en áreas verdes o zonas culturales como museos.

En la Tabla 2 se observan las concentraciones de *littering* por subproducto, la cual indica que los residuos con mayor concentración referente al número de piezas son las colillas de cigarro con $4,58 \times 10^{-2}$ piezas/m², película plástica no metalizada con $9,30 \times 10^{-3}$ piezas/m² y papel con $6,84 \times 10^{-3}$ piezas/m². Por otro lado, los residuos de mayor concentración de acuerdo con la masa igualmente son las colillas de cigarro con $4,53 \times 10^{-5}$ kg/m², papel con $1,64 \times 10^{-5}$ kg/m² y residuos de alimentos con $2,48 \times 10^{-5}$ kg/m².

En la Tabla 2 está presente la categoría de otros residuos, misma que hace referencia a residuos valorizables, de manejo especial, textiles o plásticos de un solo uso, los cuales se encontraron en cantidades mínimas o no entraron dentro de los 11 residuos frecuentes en el *littering*.

Tabla 2. Concentración promedio del *littering* frecuente en el Centro Histórico de la Ciudad de México

Categoría	Subcategoría	Concentración	
		Piezas/m ²	kg/m ²
Plásticos	Bolsa	2,75E-03	2,27E-06
	Cinta adhesiva	4,12E-03	2,82E-06
	Película no metalizada	9,30E-03	5,65E-06
	Película metalizada	6,10E-03	2,48E-06
	Otros plásticos	2,50E-03	3,76E-06
Otros residuos	Otros	4,55E-04	1,77E-06
Papel y cartón	Película de papel y cartón	2,25E-03	1,90E-06
	Papel	6,84E-03	1,64E-05
Orgánicos	Residuos de alimentos	3,24E-03	2,48E-05
	Servilletas	3,72E-03	8,32E-06
Cigarros	Colillas	4,58E-02	4,53E-05
Metal ferroso	Tapas	2,01E-03	4,27E-06
<i>Concentración total del littering</i>		1,07E-01	1,89E-04

3.2. Identificación de las causas

Se identificaron algunas de las principales causas del *littering* en el Centro de la Ciudad de México, éstas son:

- Actividades humanas: las personas que habitan y visitan la zona de estudio lo hacen por intereses profesionales, culturales y recreativos, lo que provoca que sea una zona muy transitada;
- Fumadores de tabaco: todas las calles analizadas, presentaban colillas de cigarro, lo que contribuye de forma importante al *littering*, esto se debe a que al momento de realizar el muestreo no existía

ninguna restricción para los fumadores. En México a partir del 15 de enero del 2023 se prohíbe fumar en terrazas, parques, restaurantes, bares y otros sitios.

A nivel mundial, se desechan cinco billones de colillas de cigarro que representan entre 30 y 40 % de los residuos recogidos en actividades de limpieza urbana y costera. En México, cada año se desechan 5 mil millones de colillas de cigarro (Sistema de Información Legislativa de la Secretaría de Gobernación, 2019);

- Comercio informal: una de las principales actividades de trabajo que se realizan en la zona de estudio es el comercio informal, por tal razón es común encontrar residuos desechados de manera inadecuada, debido a que los trabajadores una vez que terminan su jornada laboral olvidan los residuos generados en su punto de venta;
- Contenedores: en algunas calles no existen contenedores de basura y en otras no están colocados en puntos estratégicos. La falta de estos mismos se debe entre otras cosas a que son robados por la población, por ser metálicos y tener valor en el mercado del reciclaje.

3.3. Propuestas de prevención

Las propuestas de prevención están asociadas a las causas identificadas en la sección anterior, estas son:

- Actividades humanas: informar mediante videos con un diseño visual llamativo, en los eventos masivos el manejo adecuado de los residuos y la ubicación de los contenedores de basura.
- Colocación de contenedores para colillas de cigarrillos y residuos en puntos estratégicos: las cuerdas presentan una concentración promedio de $4,58 \times 10^{-2}$ piezas/m² de colillas de cigarro, por lo que se deben colocar contenedores de colillas de cigarro y de residuos, los puntos estratégicos de acuerdo con la investigación son, la calle República de Cuba, calle Tacuba entre Simón Bolívar y Motolinía, calle Isabel la Católica entre Venustiano Carranza y República de Uruguay y calle San Jerónimo entre Aldaco y José Mariano Jiménez.

Aunque los contenedores metálicos serían más apropiados, pueden ser más costosos que los de plástico y ser robados con mayor frecuencia por lo que se tendrían que reemplazar frecuentemente. Se recomienda un diseño visual llamativo, porque éste influye en el comportamiento de las personas con respecto al ambiente (Johannes et al., 2021).

Se pueden realizar convenios con empresas para el tratamiento de las colillas. Por ejemplo, Ecofilter, utiliza un proceso biotecnológico que degrada hasta un veinte por ciento de las colillas por medio de un hongo. Ecofilter asegura que desintoxica totalmente los filtros de cigarro de sustancias tóxicas que llegan a contaminar el agua, para convertirlos en pulpa maleable para hacer papel, bisutería o lápices (Ochoa, 2022).

- Acuerdos con comerciantes informales: se sugiere realizar un acuerdo con los comerciantes informales que tienen permiso para ejercer comercio en vía pública, este constaría en que cada vez que renueven su permiso (cada 3 meses) se les descuenta el 20 % del pago derechos, siempre y cuando manejen de forma adecuada los residuos que generan. Los comerciantes que no manejen sus residuos de forma adecuada tendrían que pagar un 10 % adicional a la cuota de renovación y el dinero recolectado se iría a los fondos que utiliza cada alcaldía y el gobierno de la CDMX para mantener las calles limpias.

4. Discusión

El *littering* tiene una composición diversa, dado que depende del país, cultura y otros factores. De acuerdo con los resultados de esta investigación, en el Centro Histórico de la CDMX los residuos más comunes en el *littering* son colillas de cigarro y películas metalizadas y no metalizadas. Estos son materiales ligeros, pequeños y sin valor económico, lo que dificulta que lleguen al sistema de gestión de residuos o se incorporen a las cadenas de valor de los materiales. Las películas metalizadas y no metalizadas se destacan por ser un empaque de uso común, lo que ocasiona la dispersión constante en diferentes ambientes.

La limpieza constante de los sitios no previene el *littering*, únicamente lo elimina momentáneamente. El gobierno debe tener presente que no es simplemente mantener un paisaje libre de residuos, si no también realizar un manejo adecuado de estos, con la finalidad de reducir y reusar materiales que se consumen diariamente.

5. Conclusiones

Esta investigación evaluó la presencia de *littering* en calles del Centro Histórico de la Ciudad de México y es una de las primeras que se realiza en esta zona.

Se observó que las colillas de cigarro tienen la mayor presencia tanto en piezas como en masa, con una concentración de $4,58 \times 10^{-2}$ colillas de cigarro/m² y $4,53 \times 10^{-5}$ kg/m², respectivamente. Este tipo de residuos se encuentra principalmente en las calles donde se ubican bares y comercios.

Además de las colillas, los residuos con concentraciones altas respecto a piezas/m² fueron la película no metalizada y papel ($9,30 \times 10^{-3}$ y $6,84 \times 10^{-3}$), así que esto se puede asociar a que el material está presente en diversos productos de uso común, como el empaque para alimentos. Además, se tuvo una presencia significativa de papel, que en la zona de estudio se utiliza mucho como recibo al adquirir alguna mercancía, por tal motivo se desecha inadecuadamente provocando el *littering*. Respecto a la masa el papel y los residuos de alimentos presentaron alta concentración con $1,64 \times 10^{-5}$ y $2,48 \times 10^{-5}$ kg/m² respectivamente.

Referente a los residuos valorizables como el PET y cartón, se determinó una mínima cantidad, por lo que se puede ligar a los trabajadores de limpieza voluntarios y a las personas que se ganan la vida a partir de la recolección informal y venta de residuos (Alethia Vázquez Morillas, n.d.).

Las investigaciones acerca del *littering* urbano en México son mínimas por lo que es primordial fomentar los estudios en el país, para determinar la cantidad generada de residuos presentes en las calles. Así mismo es importante establecer una metodología para su clasificación y cuantificación, con la finalidad de obtener resultados comparables.

Referencias

Alethia Vázquez Morillas, n.d. Mercados de reciclaje y participación informal.

Autoridades del Centro Histórico de la Ciudad de México, 2019. Barren 365 toneladas diarias de basura en Centro Histórico <https://autoridadcentrohistorico.cdmx.gob.mx/comunicacion/nota/barren-365-toneladas-diarias-de-basura-en-centro-historico> (acceso 12/25/22).

Castillo, S., 2019. Conoce el alcance y las terribles consecuencias que tiene arrojar basura en la calle <https://www.recolecciondebasuraseredecom.com.mx/conoce-el-alcance-y-las-terribles-consecuencias-que-tiene-arrojar-basura-en-la-calle> (acceso 12/25/22).

Consultora Partres Egabrense, Asociación Paisaje Limpio, 2016. Estudio del *littering* marino.

Farming Life, 2022. Rural litter damaging our agri and tourism sectors <https://www.farminglife.com/country-and-farming/rural-litter-damaging-our-agri-and-tourism-sectors-3575307> (acceso 05/01/23).

- Johannes, H.P., Maulana, R., Herdiansyah, H., 2021. Prevention of Littering through Improved Visual Design. *Environmental Research, Engineering and Management* 77, 86–98. <https://doi.org/10.5755/J01.EREM.77.4.25043>
- LGPGIR, 2003. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- Muñoz-Cadena, C.E., Lina-Manjarrez, P., Estrada-Izquierdo, I., Ramón-Gallegos, E., 2012. An approach to litter generation and littering practices in a Mexico City neighborhood. *Sustainability* 4, 1733–1754. <https://doi.org/10.3390/su4081733>
- Ochoa, G., 2022. El Colillatón acopió 12 kilos de colillas en tan sólo una hora <https://cauce.xoc.uam.mx/2022/05/25/el-colillaton-acopio-12-kilos-de-colillas-en-tan-solo-una-hora/> (acceso 12/31/22).
- Sibley, C.G., Liu, J.H., 2003. Differentiating active and passive littering: A two-stage process model of littering behavior in public spaces. *Environ Behav* 35, 415–433. <https://doi.org/10.1177/0013916503035003006>
- Sistema de Información Legislativa de la Secretaría de Gobernación, 2019. Iniciativa que reforma diversas disposiciones de las leyes generales para el control del tabaco, y para la prevención y gestión integral de los residuos, a cargo del diputado Miguel Ángel Jáuregui Montes de Oca, del grupo parlamentario de [morena](https://sil.gobernacion.gob.mx/Archivos/Documentos/2019/09/asun_3910674_20190919_1568214373.pdf) http://sil.gobernacion.gob.mx/Archivos/Documentos/2019/09/asun_3910674_20190919_1568214373.pdf (acceso 03/07/23).

SESIÓN S3-3

RESIDUOS PLÁSTICOS II



PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN PRODUCTOS DE CUIDADO PERSONAL Y COSMÉTICOS

Hernández-Soriano, Ana Isabel^{1*}, Alvarez-Zeferino, Juan Carlos¹, Cruz-Salas, Arely Areanely¹, Vázquez-Morillas, Alethia¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo No. 180 Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200 Alcaldía Azcapotzalco Ciudad de México, México

*anahersor@gmail.com

Resumen

Los microplásticos (MP) primarios son una fuente común de contaminación en el ambiente debido a que están incluidos en una gran variedad de artículos, por ejemplo, las microperlas en productos de cuidado personal y el glitter, que es otro tipo de MP, que se sigue comercializando en diversos productos como cosméticos, ropa y decoraciones; éste ha pasado desapercibido como fuente de contaminación ya que es ampliamente aceptado y utilizado. Aunque en la Ciudad de México se ha prohibido la venta de productos con MP añadidos intencionalmente, aún se comercializan muchos productos con MP primarios. El presente estudio tuvo dos objetivos: 1) identificar bloqueadores solares con contenido de MP y 2) analizar cosméticos con glitter para caracterizar morfológicamente los MP en estos productos. La metodología para el caso de los bloqueadores solares consistió en la visita a diferentes supermercados para la revisión de etiquetas. Se encontró que 11 contenían en sus ingredientes polietileno, polimetil metacrilato, nylon 12 y copolímero de estireno y acrilato. Y de los cosméticos, se adquirieron y analizaron 11 cosméticos con glitter. Los tamaños de las partículas se encontraron en un rango de 0,017 mm a 3,370 mm y las concentraciones por gramo de producto se calcularon desde 251 hasta 132.500 partículas por gramo de producto. Las formas más comunes identificadas fueron hexágonos irregulares, seguidos de partículas de forma indefinida. Se identificó una gran variedad tanto en morfología como en concentraciones, lo cual es útil para la generación de información con el objetivo de entender el problema de este tipo de microplásticos.

Palabras clave: microperlas, glitter, bloqueadores solares, leave-on

1. Introducción

Los plásticos representan un gran problema para los ecosistemas terrestres y acuáticos debido a que el incremento en su uso y el manejo inadecuado que se les ha dado los han convertido en contaminantes. Se encuentran en diversas formas y tamaños, y cuando las pequeñas partículas plásticas miden 5 mm o menos en su mayor dimensión, son sólidos, insolubles en agua y no degradables, se denominan microplásticos (Verschoor, 2015). Otros autores mencionan que el intervalo de tamaño de los microplásticos va de 1 μm a 5 mm (Frias & Nash, 2019).

Los microplásticos pueden ser clasificados por su origen, en primarios y secundarios. Se denomina primarios a aquellos que se fabrican intencionalmente del tamaño antes mencionado para agregarlos a diversos productos de diferentes sectores, como la industria farmacéutica y la de cuidado personal, entre otros (Ahmad et al., 2020). Para los productos de cuidado personal, los microplásticos primarios adicionados, se han denominado en muchos casos microperlas (o microbeads en inglés), que se utilizan con el fin de formar películas, estabilizar emulsiones y regular la viscosidad, entre otras cosas (Bhattacharya, 2016), su utilidad por lo tanto, es muy grande y además son de bajo costo, por lo que se han utilizado para reemplazar otros

ingredientes en productos como exfoliantes, cremas de afeitar, bloqueadores, pastas de dientes y jabones, entre otros (Napper et al., 2015).

Los bloqueadores solares son identificados como productos *leave-on* debido a que el objetivo al utilizarlos es que permanezcan en la piel. La mayoría de los estudios para identificación, cuantificación y caracterización de microplásticos en productos de cuidado personal se han realizado para productos *rinse-off*, que son los diseñados para enjuagarse después de su uso. Sin embargo, es conocido que los productos *leave-on* como los bloqueadores solares o los polvos de maquillaje, también incluyen microplásticos en sus formulaciones, los cuales son muy pequeños (de 0,001 a 0,05 mm), y, por lo tanto, su presencia no es visible para los consumidores (Scudo et al., 2017; Sherrington et al., 2016).

Además de la falta de información sobre los microplásticos en productos *leave-on*, tampoco se ha prestado atención al glitter, que es la diamantina o las partículas utilizadas para dar brillo, el cual es una fuente importante de microplásticos por su abundancia en innumerables productos del mercado (Tagg & Ivar do Sul, 2019; Yurtsever, 2019b); en particular es evidente su presencia en los cosméticos. El glitter es completamente sintético, está compuesto por pequeñas piezas de hojas plásticas recubiertas con una capa metálica de aluminio o con capas de plástico sin recubrimiento metálico (Blackledge & Jones, 2007; Perosa et al., 2021). Las más comunes están hechas de polietileno tereftalato (PET) pero también hay variantes hechas de acrílico, polimetilmetacrilato (PMMA) y cloruro de polivinilo (PVC) (Yurtsever, 2019a).

Como ya se mencionó, el glitter tiene una presencia extendida en productos de todo tipo. Mientras que los productos con microperlas están dirigidas principalmente a mujeres adultas por su presencia más extendida en los cosméticos, el glitter tiene un público objetivo mucho más amplio, incluyendo niños y adultos, por lo que el glitter puede ser utilizado en cualquier momento y su uso puede resultar excesivo (Perosa et al., 2021; Yurtsever, 2019b). El objetivo del estudio fue identificar la presencia de microplásticos en bloqueadores solares y caracterizar y cuantificar las partículas de glitter encontradas en productos cosméticos.

2. Metodología

2.1 Bloqueadores solares

La metodología para el análisis de los bloqueadores solares fue la que se presenta a continuación.

2.1.1 Análisis de etiquetas

Para la identificación de microplásticos en las formulaciones de los bloqueadores solares, en noviembre de 2021 se visitó una farmacia y cuatro supermercados de dos cadenas diferentes en la alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México y en el municipio Atizapán de Zaragoza, Estado de México. Durante las visitas se identificaron todos los bloqueadores y por cada establecimiento, en una base de datos se registró el nombre, los ingredientes, el país de origen, el microplástico contenido (en caso de contenerlo), el precio por mL, el día de la visita y una imagen para cada bloqueador vendido.

2.1.2 Comparaciones de bloqueadores con y sin microplásticos

Se analizaron los datos registrados en la base de datos y se identificaron los microplásticos mencionados en las formulaciones o ingredientes de los bloqueadores solares y se comparó el número de ingredientes, el precio por mL, el país de origen y el año de fabricación de los bloqueadores con y sin microplásticos.

Se realizó un análisis ANOVA con el programa Statgraphics 18 para comparar los bloqueadores según el número de ingredientes y el precio por mL, y además se representaron con gráficas de cajas y bigotes. Para el análisis del país de origen, diferenciando a los bloqueadores con microplásticos, se realizó un gráfico de pastel y para el análisis del año de fabricación, se realizó un gráfico de barras.

2.2 Cosméticos con glitter

La metodología para el estudio de las partículas de glitter en cosméticos se presenta a continuación.

2.2.1 Adquisición de artículos

Se adquirieron nueve productos cosméticos con contenido visible de glitter en una tienda de bajo costo, accesible al público en general, en una plaza de la alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México. Los productos adquiridos fueron un delineador de ojos, un glitter corporal, tres brillos labiales, dos esmaltes de uñas y dos estuches de sombras para ojos. Se analizaron dos sombras diferentes de cada uno de los estuches de sombras y todos los demás productos, dando un total de 11 muestras diferentes.

2.2.2 Cálculo de la concentración de glitter

Para calcular un estimado de la concentración de partículas de cada uno de los productos, se pesaron portaobjetos en una balanza analítica y con el aplicador de cada producto, se colocó una cantidad mínima de muestra, registrando el peso de cada una de las muestras colocadas en los portaobjetos. Posteriormente, con un microscopio digital se contaron las partículas de glitter de cada uno de los portaobjetos. Lo anterior se realizó por triplicado para cada producto analizado. Después se obtuvo la concentración de glitter de cada producto expresada en número de partículas por gramo de producto, dividiendo el promedio del conteo de número de partículas entre el promedio de la masa de cada muestra analizada.

Con el objetivo de estimar la cantidad de partículas en cada uno de los envases, se registró el contenido en gramos y mL, según estuviera indicado en cada producto. En caso de que no estuviera esa información disponible en los datos del producto, se calculó la capacidad de cada envase en mL y posteriormente, para todos los productos de los que se tenía el contenido en mL, se calculó la densidad del producto en g/mL con la diferencia del peso de una jeringa con un mL de muestra y la jeringa vacía. Finalmente se realizaron los cálculos del número aproximado de partículas de cada producto utilizando las concentraciones de partículas por gramo previamente obtenidas y el contenido en gramos de cada producto.

2.2.3 Caracterización morfológica

Se caracterizaron las partículas de glitter de cada uno de los productos observando con el microscopio digital las tres muestras colocadas en los portaobjetos. Se registró el color, la forma y las medidas de máximo diez partículas; de esta forma se obtuvo un intervalo de los tamaños de cada uno de los productos. Un esmalte de uñas y dos sombras de ojos se observaron en el microscopio óptico por el pequeño tamaño de sus partículas.

3. Resultados

3.1 Bloqueadores solares

Se analizaron las etiquetas de 43 bloqueadores solares, entre estos se identificaron 11 bloqueadores con microplásticos mencionados en sus ingredientes, lo que representa al 25 % del total de los bloqueadores solares. Se identificaron cuatro plásticos diferentes, el de mayor incidencia fue el copolímero de estireno y acrilato, que estuvo presente en cinco bloqueadores solares; después fue el nylon-12 y el polimetil metacrilato, ambos con presencia en tres bloqueadores cada uno, mientras que el polietileno estaba presente en los ingredientes de un solo bloqueador.

3.1.1 Número de ingredientes y precio por mL

Los 43 bloqueadores solares contenían un promedio de 30 ingredientes, sin embargo, existe una diferencia estadística significativa en la cantidad de ingredientes entre los bloqueadores con y sin microplásticos; al realizar un análisis ANOVA con un nivel de confianza del 95 %, se obtuvo un valor-p de 0,007. Como se muestra en la Figura 1 (izquierda), los bloqueadores con microplásticos tienen una cantidad mayor de ingredientes que los bloqueadores sin microplásticos.

Al analizar el precio por mL entre los bloqueadores con y sin microplásticos, no se encontró una diferencia significativa entre ambos grupos. Aunque en la Figura 1 (derecha) se observa la diferencia en los precios por mL, siendo los bloqueadores con microplásticos en promedio más costosos que los bloqueadores sin microplásticos, al realizar la prueba ANOVA se identificó que no existe una diferencia significativa en el precio por mL entre ambos grupos con un nivel de confianza del 95 % y un valor-p de 0,1660.

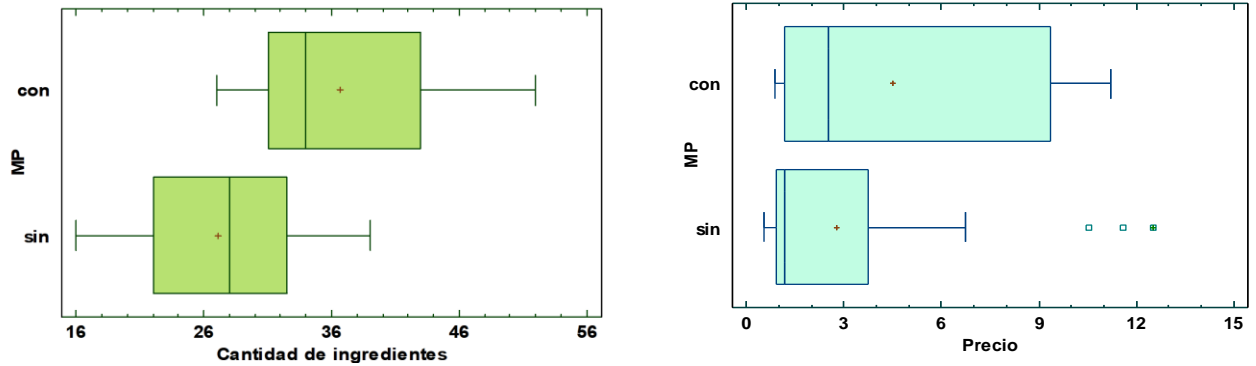


Figura 1. Número de ingredientes en bloqueadores con y sin microplásticos (izquierda). Precio por mL en bloqueadores con y sin microplásticos (derecha).

3.1.2 País de origen y año de fabricación

La gráfica de pastel con el país de origen de los bloqueadores, agrupando a los bloqueadores con microplásticos se presenta en la Figura 2 (izquierda). Los países con mayor producción de bloqueadores fueron Estados Unidos (44 %) y Francia (16 %), de ambos países había bloqueadores con microplásticos. Otro hallazgo fue que todos los bloqueadores provenientes de España tenían microplásticos en sus formulaciones. Además, los microplásticos indicados en las formulaciones de los bloqueadores europeos con contenido de microplásticos, eran únicamente Nylon-12 y el copolímero de estireno y acrilato y en los bloqueadores con microplásticos provenientes de Estados Unidos todos contenían polietileno, polimetil metacrilato y sólo un bloqueador incluyó copolímero de estireno y acrilatos.

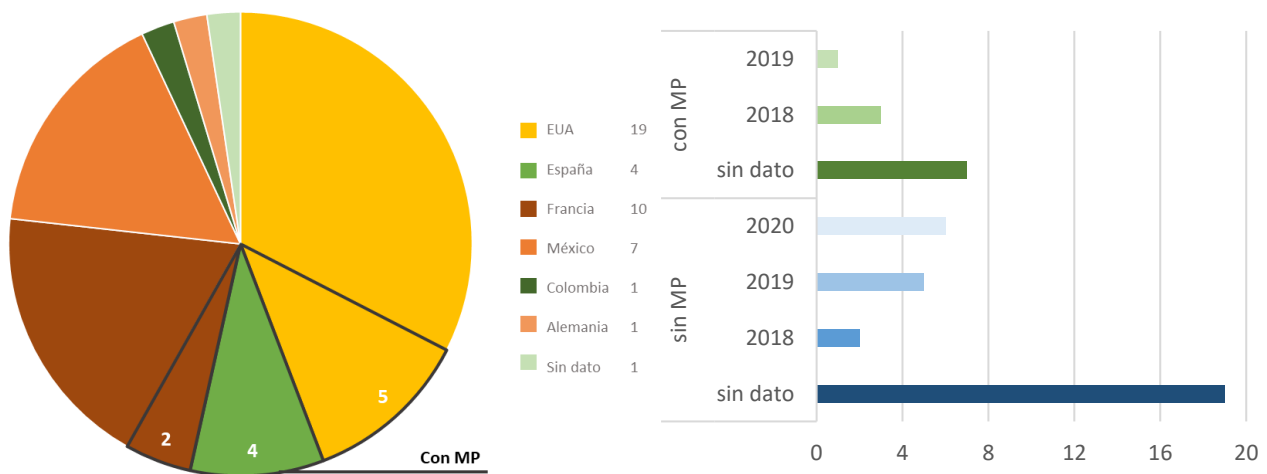


Figura 2. País de origen (izquierda) y año de fabricación de los bloqueadores solares (derecha).

Sólo 17 bloqueadores (40 %) tenían indicado en su etiqueta el año de fabricación, todos provenientes de EUA. En la Figura 2 (derecha) se observa la frecuencia de los bloqueadores con y sin microplásticos según su año de fabricación. Los bloqueadores con microplásticos fueron fabricados únicamente en 2018 y 2019, mientras que la mayoría de los bloqueadores sin microplásticos fueron hechos en 2020.

Es importante señalar que en los países de origen de algunos de los bloqueadores con microplásticos hay prohibiciones para productos de cuidado personal con microplásticos, sin embargo, estas no aplican a productos *leave-on* como los bloqueadores solares.

3.2 Cosméticos con glitter

Las concentraciones estimadas de cada producto expresadas en número de partículas por gramo y el número total de partículas por envase, así como la información de la caracterización (forma, color e intervalo de longitud) se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización y concentración de glitter por producto

ID	Producto	País de origen	Forma	Color	Longitud (mm)	Concentración (partículas/ g)	Número de partículas por envase
A	Delineador de ojos	México	Hexágonos irregulares	Verde oscuro	0,35 - 0,40	23.750	237.500
B	Glitter corporal	México	Hexágonos irregulares	Rosa	0,94 - 2,45	637	9.555
C	Sombra de ojos	China	Estrellas Hexágonos irregulares	Rosa Morado	0,31 - 3,07	101.250	227.812
D	Sombra de ojos	China	Hexágonos irregulares	Naranja	0,31 - 0,43	132.500	298.125
E	Sombra de ojos	China	Indefinida	Rosa	-	Incontables	Incontables
F	Sombra de ojos	China	Indefinida	Verde	-	Incontables	Incontables
G	Brillo labial	-	Hexágonos irregulares	Verde Rojo Azul	0,24 - 0,34	8.324	36.762
H	Brillo labial	-	Hexágonos irregulares	Verde Amarillo	0,27 - 0,35	3.929	-
I	Brillo labial	-	Hexágonos irregulares	Verde Rojo Naranja	0,31 - 3,37	251	2.571
J	Esmalte de uñas	México	Hexágonos	Plateado	0,34 - 0,40	8.485	124.984
k	Esmalte de uñas	México	Indefinida	Plateado Rosa	0,017 - 0,092	incontables	Incontables

Todas las sombras para ojos tienen como país de origen China, mientras que en ninguno de los brillos para labios había información sobre el país de origen en el envase. Los esmaltes de uñas, glitter corporal y delineador de ojos fueron fabricados en México.

La forma más común, presente en todos los tipos de productos, fueron los hexágonos irregulares. Únicamente en una sombra de ojos había presencia de formas definidas, que eran estrellas. En tres

productos, un esmalte de uñas y dos sombras de ojos, las formas de las partículas era indefinidas, únicamente se observaban algunas partículas sueltas y en su mayoría aglomeraciones, como se muestra en la Figura 3. De estos productos, debido a las aglomeraciones y su pequeño tamaño, fue imposible contar el número de partículas con la técnica utilizada, por lo que no se realizó una estimación del número de partículas por gramo de producto o por envase. De los demás productos, el intervalo de partículas de glitter era menor a 0,5 mm, sólo en tres productos se midieron partículas con tamaños mayores a 2 mm, consideradas microplásticos por su claro tamaño menor a 5 mm.

El color identificado más común fue el verde, en diferentes tonalidades, seguido del rosa. En la Figura 3, se muestran imágenes de todos los productos analizados.

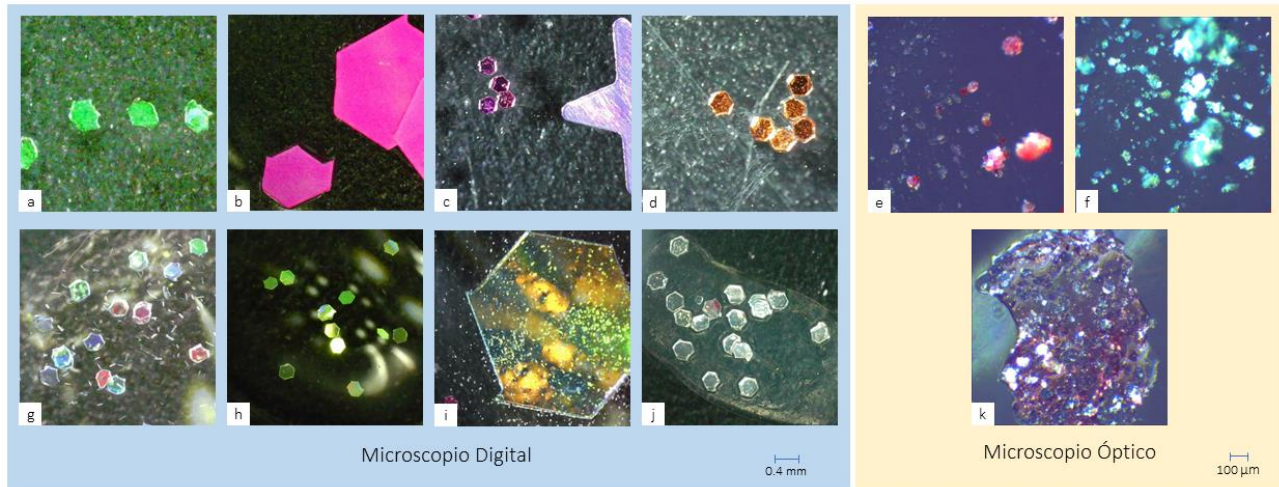


Figura 3. Imágenes de muestras de glitter.

Las concentraciones más altas de partículas por gramo de producto fueron las sombras para ojos, con más de 100.000 partículas por gramo de producto, sin embargo, por el contenido total indicado en la información del producto, el delineador de ojos superó a una de las sombras de ojos en el número de partículas totales. El glitter corporal y los brillos para labios, tuvieron las menores concentraciones por gramo y por cantidad total en los envases.

4. Discusión

Los resultados obtenidos en el análisis de los bloqueadores demuestran que los microplásticos primarios en estos han disminuido. En una revisión previa realizada en 2019 en la que se analizaron etiquetas de 42 bloqueadores, se reportó que el 57 % tenían microplásticos en sus formulaciones; 47 % de los bloqueadores contenían polietileno, 39 % metilmetacrilato y 8 % poliamida (Cervantes et al., 2021). En esta revisión sólo un bloqueador tenía polietileno (2 %), tres contenían polimetil metacrilato (7 %) y ningún bloqueador tenía poliamida. Entonces, aunque solo haya legislación que involucra a los productos rinse-off y no a los productos leave-on como los bloqueadores solares (Anagnosti et al., 2021; U.S. FOOD & DRUG ADMINISTRATION, 2020), las empresas han disminuido su uso en ese tipo de productos, sin embargo, ahora se reportan nuevos microplásticos, como el copolímero de estireno y acrilatos. El glitter también está incluido principalmente en productos de cuidado personal leave-on, por lo que tampoco se consideran dentro de estas regulaciones, pero en estos, su uso no ha disminuido y está muy extendido (Guerranti et al., 2019; Yurtsever, 2019a, 2019b). Se les debe prestar especial atención a productos con glitter por ser una fuente importante de microplásticos primarios y porque esos productos son económicos y utilizados por grandes sectores de la sociedad.

Con relación al glitter, no hay claridad sobre los posibles problemas que causa en el ambiente debido a la falta de información al respecto, sin embargo, la gran cantidad de partículas contenidas representa una

gran amenaza para el ambiente, por su facilidad de adherirse a cualquier superficie y de transferencia entre portadores, lo que provoca que estén presentes en todos los elementos, de donde es imposible removerlos por su tamaño y ligereza (Yurtsever, 2019b), además, son más complejas en composición que las microperlas (Tagg & Ivar do Sul, 2019). Por todo lo anterior, las partículas de glitter se consideran más peligrosas para los organismos vivos y el ambiente que las microperlas (Kurniawan et al., 2021).

Se ha comenzado una discusión sobre la utilidad del glitter debido a que no es una necesidad básica. Según la jerarquía de necesidades de Maslow, los humanos necesitan belleza visual y objetos estéticamente placenteros para alcanzar la autorrealización. El glitter pertenece a esa categoría de objetos, porque sobresale por sus características, sin embargo, definitivamente no es una necesidad básica y por eso es necesario considerar los efectos negativos contrastados con los beneficios para definir el futuro de estos materiales (Yurtsever, 2019a).

5. Conclusiones

El uso extendido hoy en día de productos de cuidado personal y cosméticos ha provocado problemáticas ambientales debido a que estos pueden contener grandes cantidades de microplásticos de los que existe la probabilidad de fuga hacia el ambiente y ocasionar impactos negativos. En el presente estudio se calculó que una celda de sombras de ojos puede contener aproximadamente 298.125 partículas.

Algunos fabricantes han disminuido la presencia de micropásticos en productos *leave on*, como los bloqueadores, sin embargo, en el caso de los cosméticos que contienen glitter su uso ha aumentado, debido a los cánones de belleza que la sociedad ha impuesto, su bajo precio y accesibilidad.

La falta de regulación en este tipo de productos contrasta con la regulación que se tiene en productos de cuidado personal diseñados para enjuagarse como los exfoliantes, por lo que se deberían homologar las diferentes prohibiciones.

Referencias

- Ahmad, M., Li, J.-L., Wang, P.-D., Hozzein, W. N., & Li, W.-J. (2020). Environmental perspectives of microplastic pollution in the aquatic environment: a review. *Marine Life Science & Technology*, 2(4), 414–430. <https://doi.org/10.1007/s42995-020-00056-w>
- Anagnosti, L., Varvaresou, A., Pavlou, P., & Protopapa, E. (2021). Worldwide actions against plastic pollution from microbeads and microplastics in cosmetics focusing on European policies . Has the issue been handled effectively? *Marine Pollution Bulletin*, 162(September 2020), 111883. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111883>
- Bhattacharya, P. (2016). A Review on the Impacts of Microplastic Beads Used in Cosmetics. *Acta Biomedica Scientia*, 3(1), 47–52.
- Blackledge, R. D., & Jones, E. L. (2007). All that Glitters Is Gold! In *Forensic Analysis on the Cutting Edge* (pp. 1–32). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9780470166932.ch1>
- Cervantes, G., Napolitano, D. A., Paredes Mejía, F. A., & Vázquez Morillas, A. (2021). *Presencia de microplásticos en bloqueadores solares*.
- Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138(September 2018), 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Guerranti, C., Martellini, T., Perra, G., Scopetani, C., & Cincinelli, A. (2019). Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. In *Environmental Toxicology and Pharmacology* (Vol. 68, pp. 75–79). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.007>

- Kurniawan, S. B., Said, N. S. M., Imron, M. F., & Abdullah, S. R. S. (2021). Microplastic pollution in the environment: Insights into emerging sources and potential threats. *Environmental Technology and Innovation*, 23. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101790>
- Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- Perosa, M., Guerranti, C., Renzi, M., & Bevilacqua, S. (2021). Taking the sparkle off the sparkling time. *Marine Pollution Bulletin*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112660>
- Scudo, A., Liebmann, B. (EEA), Corden, C., Kreissig, J., & Warwick, O. (PFA). (2017). Intentionally added microplastics in products. *Amec Foster Wheeler, October*, 220. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/reach/pdf/39168_Intentionally_added_microplastics_-_Final_report_20171020.pdf
- Sherrington, C., Darrah, C., Hann, S., Cole, G., & Corbin, M. (2016). *Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources. Report for European Commission DG Environment* (Issue January).
- Tagg, A. S., & Ivar do Sul, J. A. (2019). Is this your glitter? An overlooked but potentially environmentally-valuable microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 50–53. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.068>
- U.S. FOOD & DRUG ADMINISTRATION. (2020). *The Microbead-Free Waters Act: FAQs*. <https://www.fda.gov/cosmetics/cosmetics-laws-regulations/microbead-free-waters-act-faqs>
- Verschoor, A. (2015). Towards a definition of microplastics Considerations for the specification of physico-chemical properties. In *National Institute for Public Health and the Environment*. <https://doi.org/10.2307/2218155>
- Yurtsever, M. (2019a). Glitters as a Source of Primary Microplastics: An Approach to Environmental Responsibility and Ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 32(3), 459–478. <https://doi.org/10.1007/s10806-019-09785-0>
- Yurtsever, M. (2019b). Tiny, shiny, and colorful microplastics: Are regular glitters a significant source of microplastics? *Marine Pollution Bulletin*, 146, 678–682. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.009>

DETERMINACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE MICROFIBRAS ANTROPOGÉNICAS EN REFRESCOS DE VENTA EN MÉXICO

Rodríguez-Villa, Aylin Geraldine^{1*}; Cruz-Salas, Arely Areanely¹; Álvarez- Zeferino; Juan Carlos¹; Vázquez-
Morillas, Alethia¹

¹Área de Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa
180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200 Ciudad de México, México.

*Aylin.rv97@gmail.com

Resumen

La producción mundial de plásticos superó los 300 millones de toneladas en 2014, y su acumulación en el ambiente ha dado paso a la contaminación por microplásticos. Se han hallado microplásticos en diversos medios como cuerpos de agua, sedimentos y en productos de consumo humano, como bebidas. Es por ello por lo que este trabajo tuvo como objetivo evaluar la presencia de microplásticos en refrescos de venta en México envasados en plástico, vidrio y aluminio, así como estimar la ingesta de microplásticos por el consumo de estos. La metodología consistió en teñir alícuotas de cinco marcas diferentes de refresco con colorante Rojo Nilo, filtrarlos al vacío y observar las membranas de filtración bajo el microscopio óptico para contabilizar los posibles microplásticos (PMP) retenidos. Con base en los resultados, la concentración promedio general de PMP en las bebidas fue de 0,231 piezas/ml; por tipo de envase la mayor concentración se presentó en los refrescos envasados en vidrio, seguido de los envasados aluminio y plástico. Se encontraron partículas con morfología de fragmentos, fibras y películas, y con un intervalo de tamaño de 0,015 – 2,012 mm. La estimación de la ingesta de partículas (consideradas PMP) a partir del consumo de refrescos por parte de los mexicanos resultó ser de 37.653 piezas/persona por año. Los hallazgos de este estudio resultan importantes dado que es preocupante la elevada concentración de PMP que se ingieren por este producto que es altamente consumido en México.

Palabras clave: bebidas; microplásticos; tinción; Rojo Nilo; contaminación.

1. Introducción

Los plásticos son materiales de origen orgánico, comúnmente llamados polímeros, formados por largas cadenas de moléculas de carbono, que no se oxidan ni se descomponen rápidamente (Góngora, 2014; Torres de la Torre, 2020). Aun así, es posible que los plásticos se fragmenten por efecto de la radiación ultravioleta (UV), por fuerzas mecánicas o altas temperaturas. Si estos materiales se fragmentan en partículas con un tamaño menor o igual a 5 mm, se les denomina microplásticos (MP) (secundarios). Sin embargo, los MP no solo resultan de la degradación de plásticos de mayor tamaño, sino que también se fabrican intencionalmente en tamaños diminutos y se le denomina MP (primarios), como los pellets o municiones de algunos juguetes (Álvarez-Zeferino et al., 2020; Erni-Cassola et al., 2017).

En los últimos años ha incrementado la evidencia de contaminación por MP tanto en ambientes marinos (Álvarez-Zeferino et al., 2020), como en cuerpos de agua dulce (que son las fuentes predominantes de agua potable para consumo humano), y aguas residuales (Shruti et al., 2020). Esto representa una vía de ingreso en la cadena alimentaria de MP para los humanos. Sumado a esto, también se ha demostrado la presencia de MP en agua potable embotellada y de grifo (Shruti et al., 2020).

El agua embotellada no es la única bebida en la que se han encontrado MP, sino que también han estado presentes en cervezas, refrescos, bebidas energéticas y leches (Kutralam-Muniasamy et al., 2020; Liebezeit y Liebezeit, 2014; Shruti et al., 2020).

Se cree que los MP pueden llegar de varias formas a las bebidas comerciales, ya que el agua es el principal ingrediente de éstas. Por ejemplo, durante el tratamiento del agua, es posible que los procesos de filtración no logren retener todos los MP debido a su tamaño, además, el desgaste del equipo de procesamiento, en caso de tener partes plásticas, también podría contaminarlas. Por otra parte, se menciona que podrían desprenderse MP de los envases de plástico que contienen a las bebidas (Diaz-Basantes et al., 2020).

Uno de los aspectos más alarmantes de que existan MP en alimentos y bebidas, es que estos actúan como vectores de aditivos y toxinas absorbidas que posteriormente podrían ser consumidos (Cox et al., 2019). Aunque no se conoce la magnitud de los daños que puedan provocar en los humanos, se ha reportado que la ingesta de microplásticos en organismos vivos puede causar estrés físico y oxidativo, apoptosis, necrosis e inflamación (Diaz-Basantes et al., 2020).

México es el primer consumidor de refrescos en el mundo (Delgado, 2019), por lo que el objetivo de este estudio fue el analizar la ocurrencia de PMP en este tipo de bebidas, además hacer una comparación entre la cantidad de PMP encontrados en refrescos de diferentes marcas y tipos de envases.

2. Metodología

La experimentación constó de cuatro etapas: la primera fue la adquisición de las bebidas a analizar, la tinción de las muestras de refresco, su filtración al vacío y la observación de las membranas al microscopio bajo la luz UV. Esas etapas se describen a detalle en los siguientes apartados.

2.1 Adquisición de bebidas

Para la experimentación se adquirieron cuatro diferentes marcas de refrescos de venta en México, en envases de plástico (PET), vidrio, tetrabrik y aluminio. La compra de las bebidas analizadas se realizó en diferentes puntos de venta, dependiendo de la disponibilidad de los productos en las tiendas. Para cada tipo de bebida de la misma marca se compraron tres unidades a analizar de la misma presentación y mismo lote. En la Tabla 1 se enlistan las especificaciones de los refrescos adquiridos.

Tabla 1. Información sobre las bebidas adquiridas para su análisis

Marcas	Material del envase			Total de bebidas	Total de bebidas por triplicado
	Plástico	Vidrio	Aluminio		
Coca-Cola	✓	✓	✓	3	9
Pepsi	✓	✓	✓	3	9
Sidral Mundet	✓	✓	✓	3	9
Dr.Pepper	✓		✓	2	6
Sangria		✓		1	3
Total	4	4	4	12	36

2.2. Preparación de muestras

Para cada tipo de refresco se prepararon muestras por triplicado y además un blanco. El proceso de la preparación de las muestras inició con el lavado de matraces Erlenmeyer y de los envases de los refrescos por fuera, con agua desionizada y jabón. Los matraces se taparon con papel aluminio y se rotularon con el número de muestra, tipo de envase y marca del refresco.

La preparación de las muestras se llevó a cabo bajo una campana de flujo laminar. A cada matraz se le agregó 100 ml de la bebida y 2 gotas de una solución de Rojo Nilo (500 $\mu\text{g}/\text{ml}$). El blanco, que constó de 100 ml de agua desionizada y 2 gotas de la misma solución del colorante Rojo Nilo (ver Figura 1), se mantuvo destapado durante la preparación de las tres muestras de bebidas. Antes de retirar las muestras de la campana de flujo laminar se volvieron tapar los matraces con el papel aluminio.



Figura 1. Muestras de refresco por triplicado y su blanco

Una vez preparadas las muestras se dejaron reposar con el colorante por 24 horas a temperatura ambiente antes de ser filtradas.

La filtración de las muestras se hizo a través de un equipo de filtración al vacío Millipore utilizando membranas de nitrato de celulosa con apertura de poro de 0,45 μm . El blanco de cada tipo de bebida siempre se filtró al último; este se destapó al mismo tiempo que se descubrió su respectiva muestra para su filtración. Una vez filtradas las muestras, las membranas se almacenaron en cajas Petri y se dejaron secar a temperatura ambiente por aproximadamente 24 horas antes de su observación al microscopio.

2.3. Observación de los filtros

La presencia de los PMP de cada muestra se determinó mediante la inspección visual de las membranas bajo un microscopio óptico al que se le adaptó para fluorescencia usando una lámpara UV para iluminar las membranas.

Se utilizaron los objetivos 4X y 10X, y con ayuda del software *Image Focus* se tomaron imágenes de las partículas observadas y se midió su longitud para determinar el intervalo del tamaño de los PMP presentes en las muestras. Las partículas retenidas (PMP) en cada membrana se cuantificaron y se clasificaron en fibras, fragmentos y películas.

2.4. Análisis de resultados

Después de contabilizar los PMP de cada muestra se determinó su concentración promedio (piezas/ml) de cada tipo de refresco.

Posteriormente se utilizó el software *Statgraphics*, con los datos de las concentraciones de PMP, para realizar una prueba de normalidad *Shapiro-Wilk*. Esta prueba arrojó que los datos no tienen una distribución normal, por lo que, posteriormente se realizó un análisis estadístico con una prueba no paramétrica de *Kruskal Wallis* con un 95 % de confianza. Se evaluó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los resultados por tipo de refresco y tipo de envase.

2.5. Medidas prevención de la contaminación ambiental por microplásticos

A lo largo de todo el procesamiento de las muestras se pusieron en práctica diferentes medidas para minimizar al máximo la contaminación ambiental por PMP, tales como: el uso de bata de algodón y guantes sin polvo, uso de materiales y herramientas no plásticas, limpieza del espacio de trabajo con ayuda de una solución de limpieza y paños de 100 % algodón, cierre de puertas y ventanas durante la preparación y tinción de todas las muestras, para evitar las corrientes de aire, lavado de todos los materiales y herramientas (previo a su uso) con agua y jabón, incluyendo los empaques de las bebidas, enjuague de los materiales, con agua desionizada, posterior a su lavado, antes de su uso y entre cada una de las muestras, uso de una campana de flujo laminar durante la preparación de las muestras, corrida de blancos de laboratorio de agua desionizada en paralelo con cada triplicado de muestra, y la cobertura de las muestras con papel aluminio.

3. Resultados y discusión

En los siguientes apartados se presentan los resultados de la concentración de PMP hallados en los refrescos, su clasificación por tipo y tamaño, además de la discusión del análisis estadístico realizado y la estimación de la ingesta de PMP por el consumo de estas bebidas.

3.1 Concentración de los microplásticos en los refrescos

En la Tabla 2 se muestran los resultados de la concentración de PMP obtenidos en las muestras.

Tabla 2. Valores estadísticos de posibles microplásticos en las muestras

Marca	Empaque	Intervalo (piezas/ml)	Media (piezas/ml)	Mediana (piezas/ml)	Desvest (piezas/ml)	Varianza (piezas/ml)
Coca-Cola	Plástico	0,11 – 0,43	0,267	0,267	0,160	0,026
Pepsi	Plástico	0,00 – 0,40	0,013	0,000	0,023	0,001
Sidral	Plástico	0,11 – 0,39	0,240	0,227	0,140	0,020
Dr.Pepper	Plástico	0,03 – 0,15	0,093	0,107	0,061	0,004
Coca-Cola	Aluminio	0,04 – 0,20	0,133	0,160	0,083	0,007
Pepsi	Aluminio	0,11 – 0,27	0,187	0,187	0,080	0,006
Sidral	Aluminio	0,10 – 0,34	0,233	0,260	0,122	0,015
Dr.Pepper	Aluminio	0,05 – 0,21	0,120	0,093	0,083	0,007
Coca-Cola	Vidrio	0,20 – 0,32	0,240	0,200	0,069	0,005
Pepsi	Vidrio	0,12 – 0,48	0,267	0,200	0,189	0,036
Sidral	Vidrio	0,10 – 0,22	0,140	0,100	0,069	0,005
Sangría	Vidrio	0,71 – 0,99	0,840	0,827	0,140	0,020
TOTAL			0,231	0,219	0,102	0,011

Analizando los refrescos por marca, en la que se encontró mayor número de PMP fue Sangría envasado en vidrio, con un intervalo de 0,71- 0,99 piezas/ml (concentración media de 0,840 piezas/ml), mientras que el refresco con una menor concentración de PMP fue Pepsi envasado en plástico, con un intervalo de 0,00 – 0,40 piezas/ml (concentración media de 0,013 piezas/ml). La concentración media en total de todas las muestras fue de 0,231 piezas/ml (equivalente a 231 piezas/L).

3.2 Clasificación de los microplásticos por tipo

Los PMP encontrados en cada muestra se clasificaron por tipo (ver Tabla 3), al identificarse tres morfologías diferentes en las muestras analizadas: fibras, fragmentos y películas.

Tabla 3. Clasificación de los posibles microplásticos por tipo

Envase	Número de piezas			Porcentaje		
	Fibras	Fragmentos	Películas	Fibras	Fragmentos	Películas
Plástico	38	7	-	84,44	15,56	-
Vidrio	24	82	1	22,43	76,64	0,93
Aluminio	34,5	16	-	68,32	31,68	-
Total	96,5	105	1	47,65	51,85	0,49

Los fragmentos resultaron ser el tipo más numeroso de PMP en la totalidad de las muestras (51,85 %), seguido de las fibras (47,65 %) y las películas (0,49 %). Sin embargo, este tipo de morfología solo predominó en los refrescos envasados en vidrio (76,64 %), mientras que en los envasados en plástico y aluminio predominaron las fibras (84,44 % y 68,32 % respectivamente).

3.3 Clasificación por tamaño de los posibles microplásticos

El intervalo de tamaño de los PMP encontrados en cada tipo de refresco se especifica en la Tabla 4.

Tabla 4. Tamaños de los posibles microplásticos encontrados

Marca	Envase	Intervalo de tamaño por muestra (mm)	Intervalo de tamaño (mm)
Coca-Cola	Plástico	0,104-0,450	0,015-2,012
Pepsi	Plástico	0,104-1,043	
Sidral Mundet	Plástico	0,077-0,651	
Dr.Pepper	Plástico	0,034-1,642	
Coca-Cola	Aluminio	0,069-0,564	
Pepsi	Aluminio	0,057-0,398	
Sidral Mundet	Aluminio	0,136-2,012	
Dr.Pepper	Aluminio	0,158-0,315	
Coca-Cola	Vidrio	0,032-0,106	
Pepsi	Vidrio	0,033-0,384	
Sidral Mundet	Vidrio	0,035-0,193	
Sangria	Vidrio	0,015-1,031	

El intervalo de tamaño de las partículas encontradas en todas las muestras fue de 0,015 – 2,012 mm. La partícula más pequeña se encontró en una de las muestras del refresco Sangría envasado en vidrio

(fragmento), y la más grande se halló en el refresco Sidral Mundet envasado en aluminio (fibra) (ver Figura 2).

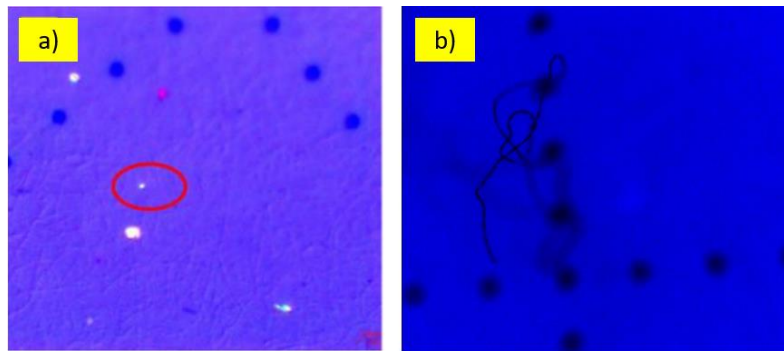


Figura 2. Posibles microplásticos encontrados en las muestras: a) Posible microplástico de menor tamaño, visto con el objetivo 10x; y b) Posible microplástico de mayor tamaño, visto con el objetivo 4X

3.4 Análisis estadístico

En la prueba de normalidad con *Shapiro-Wilks* se halló un valor P igual a 0,0 (menor que 0,05), por lo cual se descarta la idea de que los valores de la concentración de PMP (piezas/ml) tengan una distribución normal. Dado esto, se realizó un análisis estadístico empleando una prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis*, que se aplicó por marca y tipo de envase. Los resultados tanto del análisis por marca y envase se visualizan en los gráficos de caja y bigote de las Figuras 3 y 4.

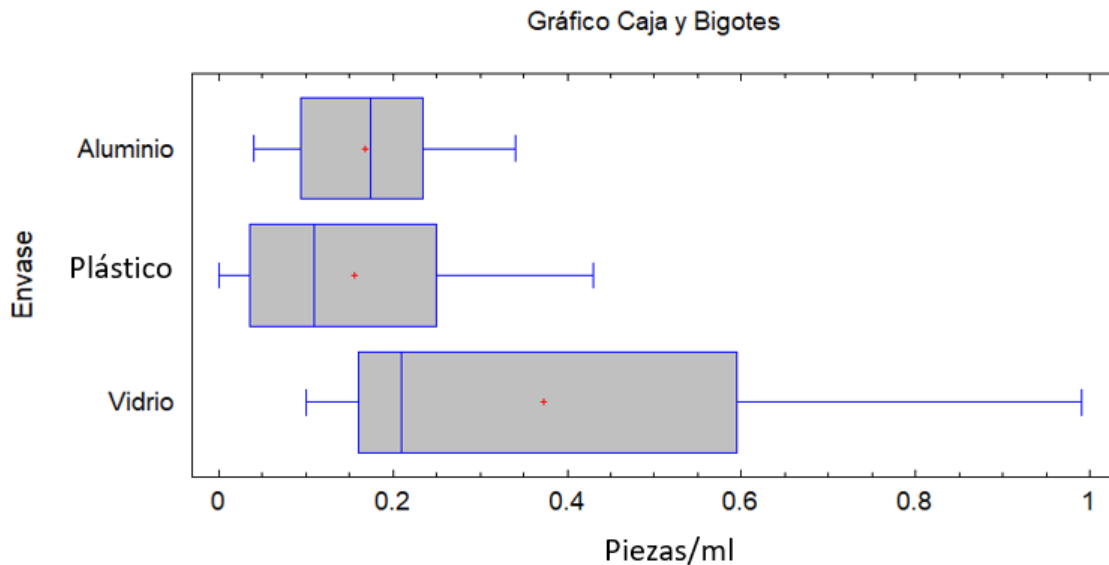


Figura 3. Gráfico de caja y bigotes de la concentración de posibles microplásticos por tipo de envase

En el análisis por envase se obtuvo un valor P de 0,09, este valor al ser mayor que 0,05 indica que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de las medianas de PMP. Por lo tanto, estadísticamente, la concentración de los PMP hallados no está ligada al tipo de envase. De acuerdo con la gráfica de caja y bigotes por tipo de envase, las bebidas que tienen una concentración menor de PMP son las envasadas en plástico y las de mayor concentración resultaron ser las envasadas en vidrio. Puesto que se halló una mayor concentración de posibles partículas plásticas en las bebidas envasadas en vidrio y no en las envasadas en plástico, se puede intuir que gran parte de las partículas encontradas en las muestras no provienen de la degradación de los envases de plástico, sino que su presencia se deriva de otras vías, como por ejemplo al tipo de agua utilizada en la producción del refresco desde el agua que se utiliza como

ingrediente como el agua utilizada para el lavado de los envases o de la misma maquinaria, así como los diferentes ingredientes, tales como azúcares y colorantes que se les agregan.

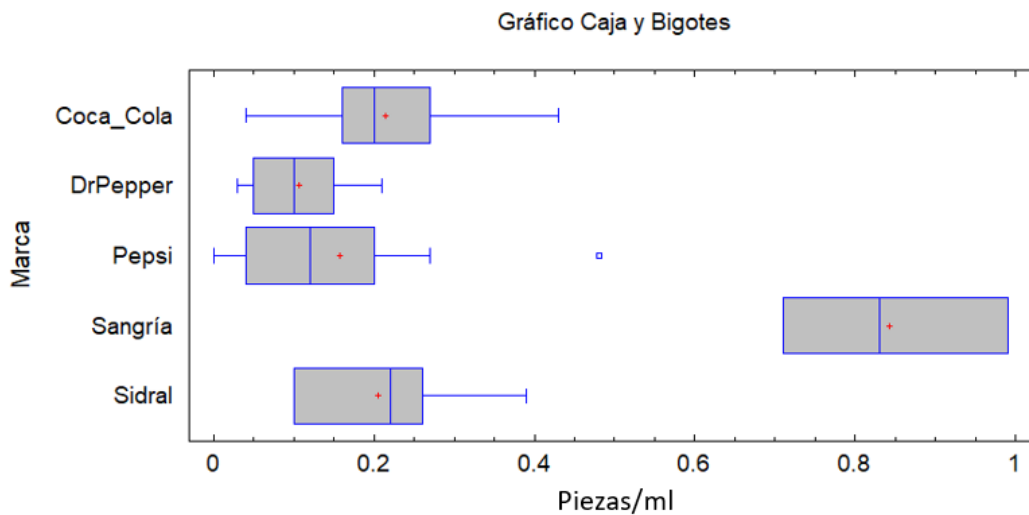


Figura 4. Gráfico de caja y bigotes de la concentración de posibles microplásticos por marca

Por otro lado, en el análisis por marca, el valor P resultó de 0,01 (menor que 0,05), por lo tanto, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas de la concentración de PMP de las muestras. Esto significa que, la concentración de los PMP en las muestras depende de la marca. Por lo tanto, las presencia de los posibles PMP en los refrescos está en función de los procesos específicos por los que pase el líquido durante su producción y las condiciones ambientales del lugar de procesamiento. La marca que presentó mayor concentración de posibles PMP fue Sangría.

3.5 Estimación de la ingesta de microplásticos

De acuerdo con la Universidad de Yale, en México se consume un promedio de 163 litros de refresco por persona al año (Delgado, 2019). Si tomamos la concentración media de PMP por litro que se hallaron en los refrescos analizados en este estudio (231 piezas/L), la ingesta de PMP de los mexicanos sería de hasta 37.653 piezas de PMP por persona al año.

4. Conclusiones

Los MP pueden considerarse como un indicador de contaminación ambiental, específicamente de residuos plásticos. Es por ello por lo que en el presente estudio se analizó la presencia de PMP en cinco diferentes marcas de refresco de venta en México envasados en diferentes materiales, cuantificándolos y clasificándolos por tipo.

En todas las marcas de refresco analizadas se encontraron PMP con morfología de fibras, fragmentos y películas. En el refresco donde se halló una mayor concentración de PMP fue en el refresco de la marca Sangría, y en el que se encontró una menor concentración fue en la marca de refrescos Pepsi. Además, se hallaron más PMP en las bebidas envasadas en vidrio, seguido de las envasadas en aluminio, y plástico. Es por ello, que se deduce que el proceso de producción específico de cada bebida influye significativamente en la contaminación por PMP de cada refresco, y se prescinde de la idea de que la fragmentación de los envases de plástico son la fuente principal de contaminación por PMP en las bebidas.

También se estimó que la ingesta promedio de PMP de los mexicanos por el consumo únicamente de refrescos por persona al año. Esta información podría resultar relevante pues el consumo de PMP podría conducir a problemas de salud ligado a las sustancias tóxicas que los PMP son capaces de absorber.

Se resalta la importancia de repetir este tipo de investigaciones con un número de muestras mayor para poder obtener resultados estadísticamente más significativos.

Referencias

- Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A.A., Martínez-Salvador, C., Vázquez-Morillas, A., 2020. Microplastics in Mexican beaches. *Resour. Conserv. Recycl.* 155, 104633. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F., Dudas, S.E., 2019. Human Consumption of Microplastics. *Environ. Sci. Technol.* 53, 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Delgado, S., 2019. México, primer consumidor de refrescos en el mundo [WWW Document]. *Gac. UNAM*. URL <https://www.gaceta.unam.mx/mexico-primer-consumidor/> (acceso 25/02/2023).
- Díaz-Basantes, M.F., Conesa, J.A., Fullana, A., 2020. Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/SU12145514>
- Erni-Cassola, G., Gibson, M.I., Thompson, R.C., Christie-Oleza, J.A., 2017. Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 µm) in Environmental Samples. *Environ. Sci. Technol.* 51, 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>
- Góngora, J., 2014. La industria del plástico en México y el mundo. *Comer. Exter.* 64, 6–9. URL http://revistas.bancomext.gob.mx/rce/magazines/761/3/la_industria_del_plastico.pdf (acceso 15/01/2023).
- Kutralam-Muniasamy, G., PKutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Shruti, V. C. (2020). Branded milks – Are they immune from microplastics contamination? *Science of the Total Environment*, 714, 136823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>
- Liébezeit, G., Liébezeit, E., 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Addit. Contam. Part A* 31, 1574–1578. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>
- Shruti, V.C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., Kutralam-Muniasamy, G., 2020. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks - Future research and environmental considerations. *Sci. Total Environ.* 726, 138580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138580>
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Kutralam-Muniasamy, G., 2020. Metro station free drinking water fountain- A potential “microplastics hotspot” for human consumption. *Environ. Pollut.* 261. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114227>
- Torres de la Torre, C., 2020. El futuro de los plásticos o los plásticos del futuro. *Cuad. del Cent. Estud. Diseño y Comun.* 239–252. <https://doi.org/10.18682/cdc.vi87.3768>

LOS MICROPLÁSTICOS Y LA IMPORTANCIA DE REDUCIRLOS PARA BENEFICIO DE LA SALUD

Melero, José^{1*}; Aldana-Mejía, Karla²; López-Cuevas, Grecia²; Pastor-Telles, Sindy²; Melero-Hernández, Argelia¹; Hernández-Martínez, Dora¹

¹Grupo de Investigación Desarrollo Sustentable y Medio ambiente. Tecnológico Nacional de México campus ITMexicali, México

²Estudiantes Ingeniería Química, Tecnológico Nacional de México campus ITMexicali, México

*melero@itmexicali.edu.mx (correo autor correspondencia)

Resumen

El objetivo de esta investigación documental es realizar un análisis sobre el impacto negativo en la salud que provocan los plásticos de uso diario que no están legislados. Actualmente las normatividades gubernamentales están prohibiendo las bolsas de plástico de un solo uso pero no ponen atención en otros tipos de plásticos que tienen contacto directo con los humanos como pueden ser, biberones, termos personales, agua embotellada que se venden por millones, vasos, etc. El uso de este tipo de productos provoca la ingesta directa de los microplásticos que se desprenden de estos. En estudios realizados a muestras de sangre, se encontraron partículas de plástico en un 77% de ellas y de estas, la mitad correspondían a PET y un 25% a polímeros de estireno. Se estima que el agua embotellada y los productos alimenticios extraídos del mar cercanos a las costas son los más contaminados. La peligrosidad de los microplásticos radica en su peso y tamaño que son diminutos porque pueden adherirse a los glóbulos rojos limitando el transporte de oxígeno, pueden estar en las placentas de mujeres embarazadas y en los biberones de los bebés. Para prevenir y contrarrestar el uso de cualquier tipo de plásticos, el gobierno debe legislar su uso en una forma integral y la sociedad civil debe concientizarse a través de campañas en las redes sociales, pláticas, foros, entre otros, para ser más proactivos y estar conscientes del impacto negativo de estos.

Palabras clave: agua embotellada; ingesta de microplásticos; muestras de sangre; normatividad ambiental.

1. Introducción

Buena parte del plástico que se desecha en el medio ambiente va a parar a los mares y océanos. El agua, el sol, el viento y los microorganismos con el paso del tiempo (mucho tiempo) van degradando el plástico vertido al océano hasta convertirlo en diminutas partículas de menos de 0,5 centímetros (5 mm) de largo conocidas como microplásticos, pero es importante observar que esos plásticos no “desaparecen”, solo se convierten en pedazos cada vez más pequeños (Aldana, 2022), estas partículas son ingeridas por el plancton, los moluscos bivalvos, los peces y hasta las ballenas, quienes las confunden con comida, encontrándose su presencia hasta en 800 especies de peces, crustáceos y moluscos (FAO, 2016). Molina et al (2021) mencionan que la contaminación que se genera en las costas, es evidentemente, antropogénica y es originada por la mala disposición final de los residuos líquidos y sólidos (la población arroja sus desechos al mar), esto incluye los cientos de mascarillas o cubrebocas usados para protegerse del COVID-19. Ante esta situación de contaminación por plásticos, por su gravedad, la ONU la menciona como una “crisis planetaria”, pues prácticamente no hay lugar que se salve de esta contaminación (AWI, 2022).

1.1 Plásticos

Los plásticos provienen de la familia de polímeros orgánicos que se forman por la polimerización de monómeros extraídos del petróleo (Cole et al., 2011). La principal característica de los plásticos son sus propiedades de maleabilidad y durabilidad, que lleva al ser humano a consumir dicho material de manera excesiva. A partir de los años cincuenta se aumentó su producción a gran escala, introduciéndose nuevas formas de uso, la figura 1 muestra la evolución de la producción de este material que en 2015 fue de 381 millones de toneladas.

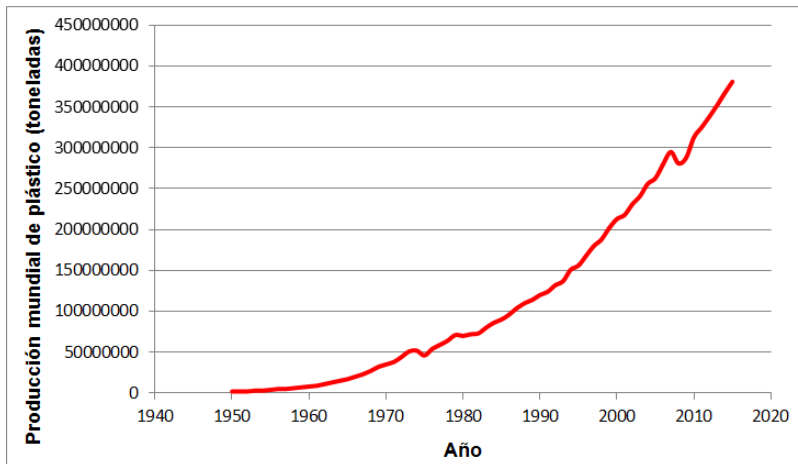


Figura 1. Evolución en la producción anual mundial de plásticos. Fuente: <https://lalineadelmedio.com/planeta-plastico/>

1.2 Tipos de plásticos

Se estima que el plástico más utilizado es el **polipropileno**, que usualmente es utilizado en envases como las tapas de botellas, tapas de fórmulas lácteas, pallets (tarimas), entre otras. Este puede llegar a tardar en degradarse entre 100 a 300 años de manera orgánica (figura 2).



Figura 2. Pallet o tarima elaborada con Polipropileno.

1.2.1 Otros tipos de plásticos

El **Poliéster (PES)** es un tipo de resina plástica que se obtiene siempre del carbono. Es un termoplástico y se utiliza principalmente en la industria textil (Servei estació, 2023; Arletex, 2023).

El **Polietileno Tereftalato (PET)**.- Es un plástico con elevada dureza, rigidez y resistencia, se emplea en la industria alimentaria para la fabricación de botellas y envases de comida de solo uso. El PET es uno de los plásticos más reciclado para la producción de nuevos envases. Su tiempo de degradación es de aproximadamente 1.000 años, es el plástico más fácil de fabricar. Existen dos tipos de polietileno, uno de baja densidad (PET 1) y alta densidad (HDPE 2). Los de baja densidad se utilizan en la producción

principalmente de bolsas de un solo uso, los de alta densidad se utilizan para objetos de mayor resistencia como los envases para detergentes (Acoplásticos, 2023; Ecoembes, 2023).

La **Poliamida (el Nylon)** es un polímero sintético de fuerte resistencia y ligero utilizado para la fabricación de hilos de uso textil o para la pesca (Aceromafe, 2023).

Todos estos plásticos y otros de menor uso, a diferencia de otros materiales como lo es el papel o cartón, no se degradan por lo que terminan en el fondo de los océanos principalmente en zonas costeras. La tabla 1 muestra diferentes plásticos y su uso, se observa que la densidad varía de acuerdo al tipo y uso que se le da en la vida cotidiana.

Tabla 1. Comparación de los principales plásticos

Tipo de polímero	Abreviación	Densidad g/cm ³	Aplicación
Polietileno Tereftalato	PET	0,96 - 1,45	Botellas, fibras de relleno, paquetes de comida
Poliéster	PES/PEST	1,24 - 2,3	Textiles
Polipropileno	PP	0,83 - 0,92	Espumas de embalaje, tapones de botellas, equipaje de laboratorio, pajita
Polietileno	PE	0,89 – 0,98	Bolsas de plástico, botellas
Poliuretano	PU/PUR	1,2	Esponjas

1.4 Partículas menores a 5 mm

Actualmente se debate aún cuál debe ser el tamaño de las pequeñas piezas de plástico que contaminan nuestro medio ambiente que reciben el nombre de microplásticos, de lo que si hay que tener muy claro es que esas pequeñas piezas se encuentran en todos los ecosistemas del planeta y precisamente su pequeñez es lo que los hace peligrosos y logran pasar inadvertidos. Este enemigo silencioso y casi imperceptible para el ojo humano, no inicia así su ciclo de vida; se desprende poco a poco de los plásticos mencionados en los puntos anteriores y es un proceso que dura muchos años (Rodríguez y Montilla, 2021; eScholarium, 2023()).

2. Metodología

Esta investigación documental se llevó a cabo en el campus Mexicali del Tecnológico Nacional de México con el objetivo de realizar un análisis de este importante tema para darlo a conocer a la comunidad académica, principalmente a la sociedad en general a través de los diferentes medios electrónicos disponibles, tales como las diferentes redes sociales, foros, congresos, folletos, pláticas en las aulas y concientización “uno a uno”. En este campus se imparten 10 carreras denominadas tecnológicas por lo que el perfil natural de sus egresados va de la mano con el diseño, generación, aprovechamiento y uso de la tecnología (entre otras competencias), así que para ellos será una práctica común supervisar y-o trabajar con productos que contengan plásticos, ya sea como herramienta de trabajo o para embalaje. De allí la necesidad de que ellos y los que están a su cargo, estén conscientes del uso que se le da a estos y lo que implica disponerlos (desecharlos) en lugares no adecuados.

Con este estudio y la difusión de este a través de los eventos que a continuación se mencionan, se pretende cubrir la brecha que existe entre el estado del arte (el cual si existe) y la apatía por leer y-o consultar dichos conocimientos.

La difusión de los resultados obtenidos en la investigación se presentaron en las formas siguientes:

1. En dos eventos institucionales que se llevaron a final de cada semestre en las instalaciones de la propia Institución denominado “El Pasillo de la Ciencia”. En el primero de los eventos se presentaron los resultados preliminares y en el segundo los resultados finales, conclusiones y recomendaciones.
2. Se buscó concientizar a la sociedad a través de la difusión del tema brindando enlaces de videos que se encuentran en los medios electrónicos disponibles
3. Se promovió, como parte de formar en liderazgo, el hablar de este tema con el sistema “R₁₁: uno a uno” esto es, brindar información al azar a quien quiera escuchar y llevarla a cabo como una plática entre amigos.

3. Resultados

A continuación se muestran los principales hallazgos encontrados en la literatura consultada acerca de los microplásticos y su difusión en la comunidad académica.

3.1 Microplásticos

Los mares y océanos son parte esencial de cualquier ser vivo desde hace más de 20 000 años, desde entonces, nuestra especie comenzó a explotar dicho recurso, pero también se ha encargado de contaminar con un gran volumen de materiales los cuales son abandonados o desechados en mares u océanos. Se estima que cada año se encuentran entre 4 y 8 toneladas de basuras marinas de tamaño menor a 5 mm en aguas abiertas y zonas costeras (Figura 3). La forma principal de la contaminación de estos residuos es a través de las áreas industriales y las zonas extensamente pobladas que se encuentran primordialmente en el Hemisferio Norte, Océano Atlántico y Océano Índico (Stephanis et al., 2013).



Figura 3. Microplásticos encontrados en el océano con un diámetro menor a 5 mm.

Desgraciadamente, este problema no es solo para los mares, también ha llegado a la cima del mundo; el monte Everest (8840 m s. n. m.), donde se han recolectado muestras significativas de fibras de poliéster, acrílico, nylon y polipropileno, que forman parte de la ropa y las tiendas de campaña que usan los montañistas en esa región extrema del mundo (Galilea, 2021).

3.1.1 Microplásticos en animales

Se calcula que el 80% de la basura marina tiene su origen en los plásticos y unas 260 especies marinas han ingerido de manera directa o indirecta plásticos que trae como consecuencia un menor desarrollo y que no puedan considerarse aptos para el consumo humano, además de la muerte que provoca el que los peces, cetáceos, tortugas, tiburones, gaviotas y otros queden enredados en múltiple fibras ya sea redes y-o bolsas de todos los tamaños (Residuos Profesional, 2021; WWF, 2023).

3.1.2 Microplásticos en ser humano y en las bebidas

Aunque en la actualidad no se tenga certeza de todos los efectos nocivos para el ser humano, es indudable el impacto tanto de los micro como de los nano plásticos que pululan en el medio ambiental. La vía principal

de adquisición de estas partículas de plástico por parte de los seres humanos es a través de la ingesta de productos alimenticios, consumo de agua potable e incluso por inhalación o contacto dérmico (Thompson et al., 2009). Los alimentos pueden estar contaminados por exposición directa al medio ambiente o por transferencia trófica de los organismos más bajos de la cadena alimentaria (plancton) hasta los que son comestibles para los humanos (Morillo-Velarde, 2021).

Análisis de muestras de sangre en donantes anónimos arrojaron que en más del 70% de estos se encontraron partículas de plástico; en la mitad de estas muestras había PET, en una tercera parte poliestireno y en una cuarta parte había polietileno, en promedio se midió 1,6 microgramos de material plástico por cada milímetro de sangre. Lo peligroso de esto es que este material diminuto puede adherirse a las membranas externas de los glóbulos rojos limitando la capacidad para transportar oxígeno al cuerpo. Asimismo, en más del 80% de muestras extraídas de pacientes sometidos a cirugías revelan partículas de este material, igualmente, en placentas de mujeres embarazadas se han encontrado partículas que son capaces de atravesar las membranas celulares e ingresar en el torrente sanguíneo. Un bebé que por alguna razón no recibe leche materna, está propenso a recibir miles de estas micropartículas a través de los biberones, ya sea por el desprendimiento de estas al momento de preparar la fórmula láctea ya sea en el proceso de calentamiento del agua o la agitación en exceso del propio biberón (Smg, 2020). La ingesta de micropartículas a través de los productos alimenticios va desde el uso doméstico de la sal marina (Koelmans et al., 2019) hasta el consumo de agua de la llave y embotellada (Kosuth et al., 2018; Rodríguez, 2021).

3.1.3 Microplásticos en la pesca en México

La figura 4 muestra un estudio realizado en tres regiones distintas de México (La Paz, B.C.S., Puerto Morelos, Q.R. y Veracruz), en más de la mitad de los peces recolectados se encontró al menos una pieza plástica tales como fragmentos de bolsas y redes, esto sugiere la presencia de microplásticos en dichos peces (Reyes y Lorenzo, 2019).



Figura 4. Fauna marina con piezas plásticas (%)

La ingesta de los micro o nanoplasticos puede producir bloqueo intestinal o crear una sensación de saciedad que lleve a los peces a reducir o perder su capacidad para alimentarse, esto redundaría en la reducción de las tasas de crecimiento y/o reproducción de la fauna marina la cual es indispensable para el sustento humano. Junto a estos problemas, otro efecto negativo es que sobre la superficie de los microplásticos se pueden retener (adsorber) algunos micro o nanocontaminantes que luego son transportados junto con las partículas de microplásticos hacia los intestinos o el tracto digestivo (Li et al., 2018). Por esta razón, deben tener especial cuidado las personas que tienen predilección por los moluscos bivalvos tales como mejillones, almejas, ostras, entre otros, porque estos organismos son consumidos en su totalidad por el ser humano (Wright et al., 2013).

3.2 Difusión de resultados

La figura 5 muestra el evento "Pasillo de la Ciencia 2022-1" en donde se dieron a conocer los resultados preliminares de esta investigación. En esta primera oportunidad se informó a la comunidad académica del

significado del uso indiscriminado de los plásticos y cómo estos se convierten en microplásticos que pueden ser ingeridos por los seres vivos sin que nada se los impida.



Figura 5. Informe preliminar del impacto los plásticos en los seres vivos

Este evento institucional en donde se invita a familiares y estudiantes de otras instituciones se realiza a finales de cada semestre, reúne un promedio 600 personas entre estudiantes (85%), personal docente, administrativo y familiares (15%).

La figura 6 muestra una vista de la asistencia al segundo evento institucional en donde se presentaron los resultados finales, las conclusiones y recomendaciones. Se llevó a cabo mediante un poster, se explica (ya sin cubrebocas) a los asistentes los resultados, las conclusiones y recomendaciones a los que llegó en esta investigación el equipo de trabajo.



Figura 6. Stand del equipo de trabajo

4. Conclusiones/Recomendaciones

La revisión del estado del arte sobre este importante tema indica que cada vez hay mayor contenido de microplásticos en el agua embotellada por lo que es muy probable que exista mayor contaminación por microplásticos a medida de que exista un mayor procesado de estas y por el incipiente conocimiento científico que se tiene de lo anterior, no permite afirmar cuáles son los efectos adversos de ingerir dichas partículas microscópicas; es necesario seguir obteniendo más evidencia científica (Rodríguez, 2021).

En las presentaciones que se llevaron a cabo para exponer esta investigación, el equipo de trabajo se pudo dar cuenta de que la mayoría de los estudiantes no conocían de los efectos negativos de los microplásticos, no conocían cómo se generaban ni la forma de evitarlos. Es asombroso experimentar la aidez por conocer estos temas y cómo minimizarlos, pero el promover estos temas no necesariamente hacen que las personas cambien de manera definitiva sus hábitos o comportamientos, de hecho normalmente los estudiantes se anotan para apoyar y divulgar, pero es necesario trabajar y promover en una forma constante estos temas

para poder generar un impacto permanente en ellos y en la sociedad (Hernández et al, 2022; Delgado, 2019).

Algunos consejos o recomendaciones que se les dan a los interesados en conocer y aplicar más este tema para alcanzar la meta de residuo cero, son:

- Reducir al mínimo el uso de botellas de agua de plástico
 - Es mejor usar botellas de acero inoxidable
- Disminuir y-o eliminar los popotes de plástico (pajillas)
 - Estos son reutilizables
- Usar para el mandado, bolsas de plástico reutilizables
 - Se les enseñó a elaborar sus propias bolsas con lonas para usarlas muchas veces
- Evitar comprar algunos productos envueltos en plástico
 - Principalmente frutas y legumbres
- Evitar al máximo el uso de productos desechables (comunmente llamados de foam)
 - Este es uno de los temas que causan más resistencia de eliminar su uso
- Evitar o eliminar el uso de pañales desechables (duran hasta 400 años en degradarse)
 - Aunque la mayoría de los que reciben esta información de los pañales lo saben y en la actualidad ya se vende este tipo de productos de tela, el lavar para reusarlos es una tarea titánica.

La gran cantidad de microplásticos encontrados en prácticamente todos los ecosistemas no solo de México, sino de todo el planeta indica una seria deficiencia del manejo de estos, además resaltan evidencias de la mala regulación que realizan los gobiernos al respecto, lo que está causando un deterioro ambiental cada vez más notorio. Por lo tanto, es de suma importancia ser conscientes del uso del plástico y sus consecuencias. Educar ambientalmente a la población, apoyar técnica y financieramente la investigación e implementar la aplicación estricta de la normativa existente, son necesarias para evitar que este problema continúe, de hecho no es tan necesario desarrollar nuevas leyes y normas, basta con aplicar las que hay.

Es posible reducir el consumo de plásticos si utilizamos otros materiales, tales como el vidrio o el cartón, reutilizar y reciclar algunos productos plásticos, como lonas, bolsas, envases, empaques, etc. Además de que la sociedad en general debemos mantenernos informados y actualizados sobre este tema a partir de fuentes confiables, esto también es de suma relevancia.

Referencias

Aldana, D., Enríquez, M., Castillo, V. 2022. El Caribe y su contaminación por microplásticos.

https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/73_2/PDF/Ciencia_73-2.pdf

AWI (Alfred Wegener Institute). 2022. Impactos de la contaminación por plásticos en los océanos sobre las especies, la biodiversidad y los ecosistemas marinos.

https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/impactos_de_la_contaminacion_por_plasticos_en_los_oceanos_wwf.pdf

eScholarium. 2023. Confirmando las Plasti-hipótesis; Plástico, un asesino silencioso.

https://escholarium.educarex.es/Cursos/c122433_c4430047_Confirmando_las_PLASTI-HIPOTESIS.php

Molina, R., Gómez, W., De La Cruz, J. 2021. Contaminación marina por desechos plásticos en países del perfil costero del Pacífico Sur. <https://orcid.org/0000-0002-9256-6073>

Rodríguez, H., Montilla, T. 2021. ICOPOR, asesino silencioso de la vida

<https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/19206/lcopor%20asesino%20silencioso%20de%20la%20vida.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review.
<https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0025326X11005133?token=0B9F9074F7A5B668514EF51652C244F288EF3F366266A3BCF8AA325C00216C7418EE153EA4811E07607E674ED283F998&originRegion=us-east-1&originCreation=20230323230451>
- Stephanis, R., Gimenez, J., Carpinelli, E., Gutiérrez-Expósito, C., Cañadas, A. 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X13000489>
- Thompson, R., Swan, S., Moore, Ch., Vom Saal, F. 2009. Our plastic age. The Royal Society. <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2009.0054>
- Koelmans, A., Mohamad, N., Hermsen, E., Kooi, M., Mintening, S., De France, J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Water Research. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6449537/>
- Kosuth, M., Mason, S., Wattenberg, E. 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. Plos One collection. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0194970>
- Chacón, L. 2019. Planeta plástico. La línea del Medio. <https://lalineadelmedio.com/planeta-plastico/>
- Galilea, D. 2021. Los microplásticos también llegan al Everest. Portal ambiental. <https://www.portalambiental.com.mx/sabias-que/20210119/los-microplasticos-tambien-llegan-al-everest>
- Rodríguez, R. 2021. Revisión exploratoria de la presencia de microplásticos en bebidas de consumo humano: ¿un potencial problema de salud a gran escala? https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/handle/10651/63221/tfg_RebecaRodr%C3%ADguezGonzález.pdf?sequence=4
- Smg, C. 2020. ¿Sabías que tu hijo ingiere gran cantidad de microplásticos cuando se toma el biberón?. Serpadres. <https://www.serpadres.es/bebe/14513.html>
- Residuos Profesional. 2021. Las tortugas marinas, centinelas y víctimas de la contaminación plástica. <https://www.residuosprofesional.com/tortugas-marinas-contaminacion-plastica/>
- WWF (World Wildlife Fund). 2023. ¡Vence la contaminación por plásticos!. https://wwf.panda.org/es/puedes_ayudar/planetasinplasticos/
- Morillo-Velarde, L. 2021. Efectos potenciales de los microplásticos en la salud humana. <https://idus.us.es/bitstream/handle/11441/133051/MORILLO%20VELARDE%20MARTINEZ%20LOURDES.pdf?sequence=1>
- Aceromafe. 2023. Qué es la poliamida y para qué sirve. <https://www.aceromafe.com/poliamida-usos-propiedades/>
- Reyes, H., Álvarez-Filip, L. 2019. Estudio del impacto de la contaminación por microplásticos en peces de México. Greenpeace. UABCS, UNAM. https://www.researchgate.net/publication/33963389_Estudio_sobre_el_impacto_de_la_contaminacion_por_microplasticos_en_peces_de_Mexico
- Wright, S., Thompson, R., Galloway, T. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review". Environmental Pollution. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749113001140>
- Li, J., K. Zhang y H. Zhang. 2018. Adsorption of antibiotics on microplastics. Environmental Pollution. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29510365/>

Thompson, R., Moore, Ch., Vom Saal, F., Swan, Sh. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. Royal Society Publishing.
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2873021/>

Hernández, L., Morales, J., Ayala, J. 2022. Participación ciudadana ante la contaminación por plásticos.
https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/73_2/PDF/Ciencia_73-2.pdf

Delgado, F. 2019. Implicaciones de la exposición a microplásticos en la salud humana.
<https://digibug.ugr.es/bitstream/handle/10481/56407/TFM%20Olga%20Delgado%20Fimia.pdf?sequence=3&isAllowed=y>

FAO. 2016. Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura: ¿qué sabemos? ¿debemos preocuparnos?. <https://www.fao.org/publications/card/fr/c/CA3540ES/>

<https://www.youtube.com/watch?v=6QRyUIATnSA>

<https://serveiestacio.com/blog/poliester-que-es/>

<https://www.acoplasticos.org/index.php/mnu-pre/opm-bus-pref/36-opc-fag-pre4>

<https://ecoembesdudasreciclaje.es/que-es-exactamente-el-pet/>

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA PRODUCCIÓN DE RESIDUOS FLONTANTES DEL PUERTO DE ALICANTE

Martínez López, Pedro^{1*}; Marco Dos Santos, Gema¹, Melendez Pastor, Ignacio¹; Almendro Candel, María Belén¹, Gómez Lucas, Ignacio¹; Navarro Pedreño, José¹

¹Departamento de Agroquímica y Medioambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, España
pedro.martinez04@alu.umh.es

Resumen

La contaminación marina es una de las mayores problemáticas a las que la humanidad tiene que hacer frente, dado que compromete la supervivencia de los ecosistemas marinos y los beneficios ecosistémicos que nos aportan. Un foco de interés por la intensa actividad antrópica que en ellos se desarrolla son los puertos marítimos. Las actividades portuarias y de las áreas urbanas e industriales adyacentes, provocan la liberación de contaminantes, tanto al interior del puerto, como al litoral colindante, degradándose, dificultando su recogida, e incrementando por ello su impacto ambiental.

Una de las formas de contaminación marina más impactante se debe a la presencia de residuos flotantes, plásticos y envases en su mayoría. Estos residuos son poco biodegradables, pueden ser transportados largas distancias, y afectan a los ecosistemas y cadenas tróficas, tanto física como químicamente. Es por ello necesario conocer su origen, magnitud, características y distribución espacial para una mejor prevención y gestión de los mismos en los entornos portuarios.

Palabras clave: residuos flotantes; contaminación marina; SIG; macroplásticos

1.Introducción

Existe una problemática manifiesta en cuanto a la contaminación por plásticos de los entornos marítimos. Los datos de los que disponemos estiman en vertidos de más de 1 millón de toneladas anuales de plástico vertidas solo en el Mar Mediterráneo (MARE PLASTICUM 2020), que constituye uno de los mares más afectados por este problema. El vertido de plásticos en estas aguas tiene distintos orígenes, y precisamente lo que pretendemos en esta comunicación es identificar los residuos que nos encontramos en un área concreta, Dársena Interior del Puerto de Alicante, clasificarlos según su tipología, y a través de un estudio de su distribución espacial, determinar posibles orígenes de los mismos.

Si somos capaces de conocer el origen de los residuos plásticos, y su comportamiento y distribución en las aguas, podremos, a través de planes y políticas de prevención, ser capaces de mitigar la incidencia de estos plásticos en el agua, y evitar la degradación de parte de ellos en microplásticos, que suponen una complejidad añadida por la dificultad que supone su recogida.

La Dársena interior del Puerto de Alicante constituye un lugar de confluencia de diferentes actividades, cada una con su tipología propia de producción de residuos. Existen establecimientos de restauración y ocio, plazas y explanadas donde se celebran eventos y conciertos, puerto deportivo donde atracan las embarcaciones, actividades de ocio como motos acuáticas y lanchas con parapentes, viales y paseos que son usados por visitantes y transeúntes para esparcimiento y práctica de deporte, etc. Un crisol de usos y actividades concretas que se traduce en una producción de residuos de características parecidas, mayoritariamente plásticos, pero de flujos distintos y que pueden ser potencialmente diferenciados.

2. Metodología

En este trabajo se desarrolla un análisis espacial de la distribución y tipología de residuos flotantes, macroplásticos en su mayoría, en el Puerto de Alicante, mediante campañas de recogida en las aguas interiores del puerto y Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los residuos flotantes fueron georreferenciados en su punto de recogida, para posteriormente ser clasificados por tipología (MITECO 2022). Los mapas desarrollados en base a tales muestreos revelan patrones espaciotemporales según la tipología de residuos, siendo esta información de utilidad para mejorar la prevención del vertido al Mediterráneo

Para la ubicación y clasificación de los residuos flotantes del Puerto de Alicante, hemos contado con la colaboración del servicio de limpieza.

Este servicio dispone de una embarcación tipo Seacleaner, con una cesta elevable y salabres, para la recogida de residuos, y realiza unas 250 operativas de limpieza programadas a lo largo del año, con una duración de 5 horas por servicio.

El patrón de la embarcación, mediante aplicación informática en su dispositivo móvil, ha generado datos de recogida durante varios meses, junio-noviembre de 2022, que posteriormente hemos tratado.

La metodología aplicada comienza con el tratamiento de los datos obtenidos por el patrón de la embarcación, que son una serie de puntos de recogida. Dichos puntos de recogida a su vez pueden contar con un único residuo o varios de ellos, e incluso pueden ser de distinta naturaleza.

Posteriormente realizamos mapas de ubicación, según caracterización del residuo, y mapas de calor, por concentración de fragmentos o items en un radio de 100 metros, en el caso de la representación de todos los residuos, hasta 8 categorías distintas, y la concentración de residuos en un radio de 200 metros para el mapa de calor de los residuos plásticos.

3. Resultados

3.1 Puntos de recogida de residuos y clasificación:

En la Tabla 1 se aprecia los puntos de muestreo según los meses donde de han realizado las operativas posicionando los residuos:

Tabla 1. Días de muestreo y número de puntos por mes

MES (2022)	JUNIO	JULIO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE
DÍAS DE MUESTREO	20	7	4	4	3
N ° DE PUNTOS	135	37	15	11	13

En la Tabla 2 se clasifican los fragmentos o residuos, items, según protocolo del Ministerio de Transición Ecológica y El Reto Demográfico, para el Programa de Seguimiento de Basuras Marinas:

Tabla 2. Número de ítems y clasificación por códigos MITECO

CÓDIGO MITECO	N ° ITEMS	%
PLÁSTICO	231	72,87%
VIDRIO	40	12,62%
MADERA	14	4,42%
MEZCLA	13	4,10%
TEXTIL-ROPA	8	2,52%
PAPEL-CARTÓN	6	1,89%
RESIDUOS MÉDICOS	4	1,26%
RESIDUOS HIGIÉNICOS	1	0,32%
	317	100,00%

3.2. Mapas obtenidos

En la Figura 1 se muestran todos los residuos de los muestreos según su clasificación. Dado que la mayoría de los residuos se ubican en las darsenas interiores del Puerto de Alicante, tanto por presencia como por dedicación de las operativas de limpieza con embarcación, decidimos realizar los mapas de calor, de concentración de puntos, en dichas darsenas. Por tanto en las Figuras 2 y 3 nos centraremos en las darsenas interiores, zonas adyacentes a espacios de ocio, y con presencia de embarcaciones de recreo.



Figura 1. Distribución de residuos por categorías

En la Figura 2 se obtiene un mapa de calor por número de ítems o fragmentos en un radio de 100 metros, y en la Figura 3 se procede de igual forma, pero solo con los residuos plásticos y envases, que suponen un casi un 73 % del total de residuos muestreados, y en este caso, en un radio de 200 metros.

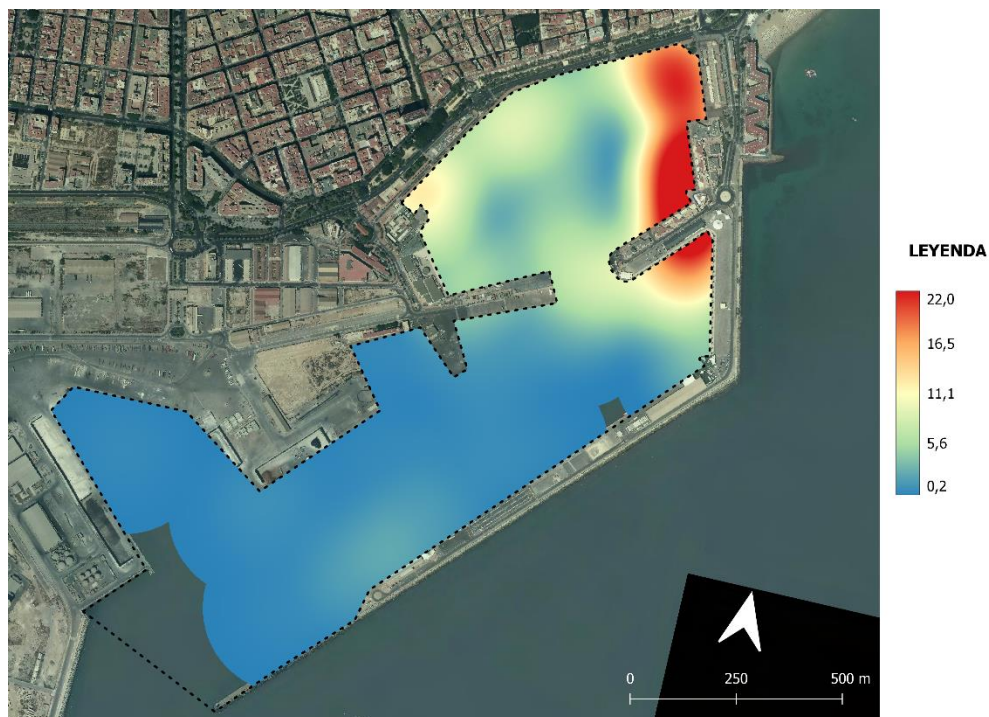


Figura 2. Mapa de calor para dársena Interior, todos los residuos (radio proximidad = 100 m)

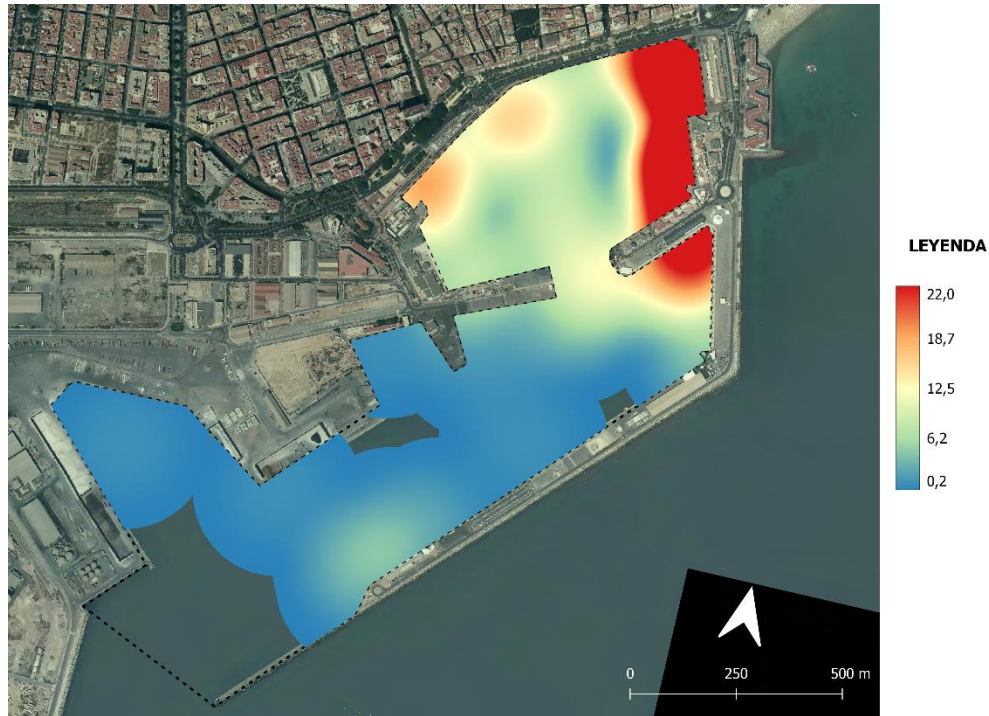


Figura 3. Mapa de calor para dársena Interior, residuos plásticos y envases (radio proximidad = 200 m)

4. Conclusiones

Dada la densidad de los residuos flotantes, especialmente los plásticos y envases, la acumulación de los mismos sigue un patrón en la dirección Norte-Noreste, en clara relación a los vientos predominantes, ver Figura 4 (METEOBLUE).

Las corrientes también tienen esta dirección como dominante, según la morfología de las bocanas exterior e interior, como puede apreciarse en la Figura 1.

Por otro lado, debemos tener en cuenta que en la zona de mayor acumulación existe una gran acumulación de restaurantes y zonas de ocio diurno y nocturno, con un elevado paso de transeúntes, lo que puede provocar una mayor producción de residuos tipo envases y plásticos.

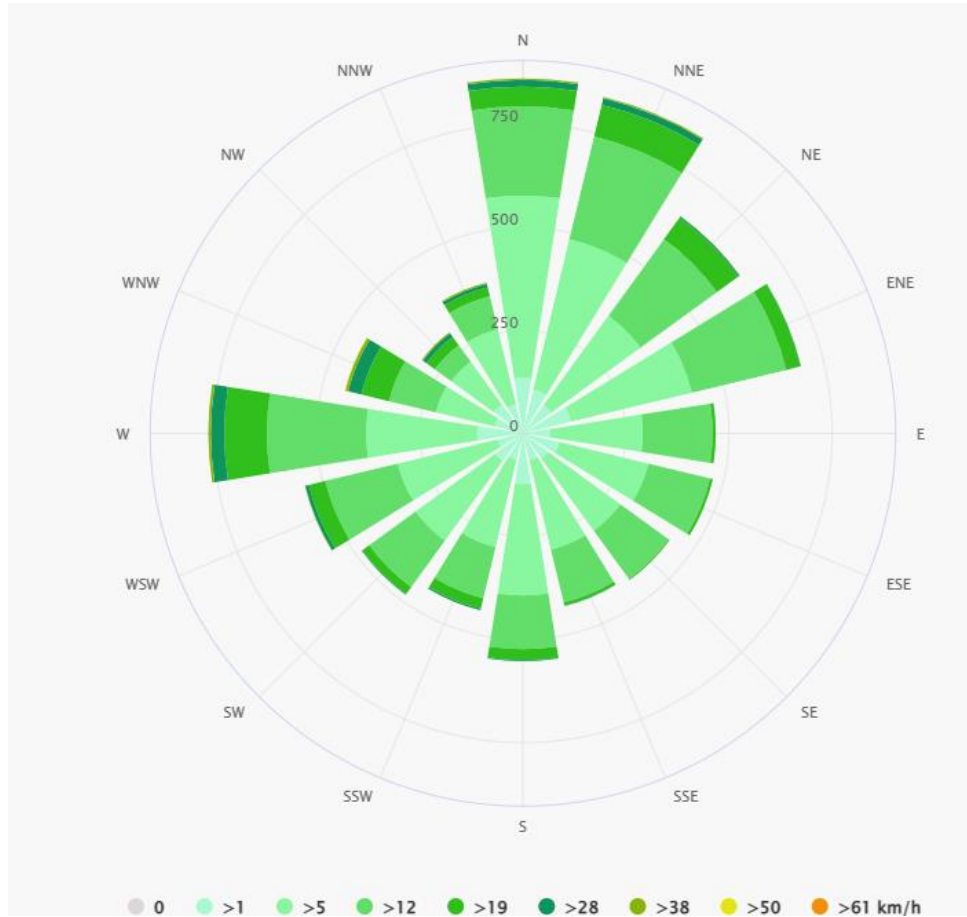


Figura 4. Dirección de vientos y velocidad predominante en Alicante

Adicionalmente, tenemos 2 hechos que contribuyen a la concentración de residuos plásticos y envases detectadas en los mapas de calor. Podemos apreciar en la Figura 5 unos puntos de interés para estas conclusiones. El paseo del Puerto de Alicante estuvo de obras durante los muestreos realizados, en su tramo desde el punto 1 hasta el punto 2, color amarillo. Estas obras no permitían el acceso de transeúntes en este tramo, y además, se colocaron una serie de vallas, que actuaron como pantallas evitando que parte de los residuos plásticos habituales, y otros, acabasen en las aguas de la dársena.

Finalmente, en el punto de color rojo, 3, existe un colector de pluviales que proviene del municipio de Alicante, y que cuando se producen lluvias, puede ser un aporte adicional de residuos en este punto, junto a la zona de concentración detectada en los mapas de calor anteriores.



Figura 5. Puntos de interés para las conclusiones

Por tanto, para la retirada de residuos, las zonas prioritarias para la limpieza son las de mayor concentración de residuos según los mapas de calor.

Las actividades de ocio en este Puerto condicionan la producción de los residuos objeto de esta comunicación. Estos residuos siguen un patrón de distribución espacial determinado, después de su producción, vinculado a corrientes y vientos dominantes. La intensidad de producción de residuos es consecuencia de esta actividad de ocio o en zonas adyacentes a los establecimientos de restauración y otros.

La mayoría de estos residuos recogidos y muestreados son, por tanto, evitables.

5. Agradecimientos

-Carlos Fernández, Patrón embarcación de limpieza del Puerto de Alicante

6. Referencias

-Boucher, J., Billard, G., (2020) The Mediterranean: Mare Plasticum, INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE

-MITECO, Programa de seguimiento de basuras marinas 2022

<https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/basuras-marinas/basura-programas.aspx>

-METEOBLUE, Rosa de los vientos de Alicante

https://www.meteoblue.com/es/tiempo/historyclimate/climatemodelled/alicante_espa%C3%B1a_2521978

EXPOSICIÓN DE LA POBLACIÓN MEXICANA A MICROPLÁSTICOS MEDIANTE LA INGESTA DE SAL

Lobato Rocha, Sheila Liliana Dafne^{1*}; Vázquez Morillas, Alethia¹; Cruz Salas, Arely Areanely¹; Álvarez Zeferino, Juan Carlos¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, México

* slobatorocha@gmail.com

Resumen

Los microplásticos (MP) se han convertido en un contaminante ubicuo, lo que ha motivado la investigación de su presencia en productos de consumo humano, como la sal, que destaca por ser consumida diariamente y por sus funciones en el organismo. Algunas sales se extraen por evaporación solar del agua de mar, por lo que pueden contener microplásticos. En este estudio se analizaron 10 marcas de sales de consumo humano, mediante su dilución en agua destilada, tinción con Rojo Nilo, filtración con membrana de celulosa (0,45 μm) y contabilización de las partículas teñidas con microscopio, utilizando luz ultravioleta (UV), para determinar la exposición de la población mexicana a potenciales microplásticos conforme al promedio de consumo de sal (8 g/día) estimado por el Instituto de Salud Pública. La exposición promedio diaria fue de 12,69 MPpotenciales/día; la exposición por origen de la sal fue de 16,79 MPpotenciales/día en sal de mar, 4,20 MPpotenciales/día en sal mineral y 0,96 MP/día en sal de origen no especificado; y de acuerdo con el refinamiento de la sal, la que tiene este proceso aportaría 8,32 MPpotenciales/día, en tanto que la sal sin refinamiento aportaría 20,11 MPpotenciales/día. El análisis estadístico Kruskal Wallis indicó que hay diferencias estadísticamente significativas en la exposición dependiendo de la marca, origen y tipo de sal. La presencia de MP en sal puede verse influenciada por la contaminación plástica en el entorno del que se extrae, pero también por la manufactura, envasado, refinación y las actividades antropogénicas alrededor de las salineras.

Palabras clave: microfibras, plástico, sal refinada, consumo humano, alimentos

1. Introducción

El uso de plásticos ha crecido y se ha extendido a todo tipo de aplicaciones, desde su uso en envases y embalajes hasta el ámbito médico, registrándose una producción de hasta 390,7 millones de toneladas de este material en 2021 (Plastics Europe, 2022). En México esta industria representa el 2,8 % del PIB manufacturero y genera un millón de empleos, además de participar en el 80 % de las actividades productivas (Torres, 2021). Sin embargo, el manejo de los residuos plásticos es un reto que se enfrenta a nivel mundial debido a las insuficientes y poco efectivas estrategias de manejo, el comportamiento de consumo del humano, la falta de coordinación para evaluar y mitigar el problema desde distintos rubros, la falta de políticas adecuadas, y las limitaciones técnicas y de infraestructura (Geyer et al., 2017).

Se estima que hasta el 2015 se habían generado 6,3 millones de toneladas de residuos plásticos, de los que 9 % se reciclaron, 12 % fueron incinerados y 79 % se depositaron en vertederos o el ambiente natural (Geyer et al., 2017).

Los métodos de manejo actuales tienen inconvenientes importantes. El reciclaje no resulta una solución al problema de residuos debido a que se posterga la disposición final del material y solo podría prevenir la generación de más plástico si pudiera desplazar a la producción de plástico virgen (Geyer et al., 2017), además de que actualmente el reciclaje se aplica a pocos tipos de plástico, como el polietileno tereftalato (PET) y el polietileno de alta densidad (PEAD), porque se requiere de equipos más complejos para el tratamiento de otros tipos (Grisé, 2021). En el caso del método de incineración, en el proceso pueden liberarse partículas plásticas (Chaudhry and Sachdeva, 2021). Por otro lado, la disposición en sitios de disposición final (SDF) conlleva inconvenientes como la alta resistencia a la biodegradación de los plásticos, por lo que estos se acumulan en SDF donde tardan décadas en degradarse, y sus componentes y aditivos pueden lixiviarse y liberarse al ambiente si estos sitios no cuentan con la infraestructura necesaria (Alqattaf, 2020); en México 47,5 % de los SDF no cuentan con estructura básica de protección ambiental (SEMARNAT, 2020). También debe tomarse en cuenta que como parte del proceso de degradación pueden generarse microplásticos.

Se considera que los microplásticos son aquellos plásticos con un tamaño menor o igual a 5 mm y pueden denominarse primarios cuando son fabricados de ese tamaño para su uso en productos de cuidado personal y como abrasivos (Alqattaf, 2020), o como secundarios cuando se originan como parte del proceso de degradación de plásticos más grandes debido a la exposición a la radiación UV, la fragmentación mecánica y la biodegradación (De-la-Torre, 2020).

Los microplásticos se han encontrado en agua de mar, sedimentos, suelo, la atmósfera, la comida y en agua potable, lo que es de preocupación al considerar los componentes químicos y los aditivos de estos plásticos, como los bifenilos policlorados, el difenil tricloroetano y los hidrocarburos aromáticos policíclicos, lo que implica un riesgo de intoxicación para los seres vivos (Ng, 2017).

Los estudios realizados de microplásticos en sal de consumo humano destacan debido a que este producto se consume diariamente, siendo importante por sus funciones en las células y su papel en la transmisión de los impulsos nerviosos (WHO, 2012), dándose su contaminación por microplásticos desde el agua de la que se extrae la sal y durante el proceso de manufactura (Fadare et al., 2021).

En este estudio se determinó la exposición de la población mexicana a los microplásticos en sales de distintos orígenes y tipos, así como también se exploraron las distintas causas de la contaminación de dichas sales de acuerdo con la literatura actual.

2. Metodología

Se adquirieron 10 marcas diferentes de sal de consumo humano en cuatro tiendas, que pertenecen a dos cadenas de supermercados que son líderes en México, dentro del municipio de Texcoco de Mora en el Estado de México. Los criterios para su selección fueron la marca y la región de producción, o eligiendo sales que pertenecieran a distintos productores, además de tomar en cuenta el origen y tipo de sal. Las sales condimentadas se descartaron debido a que se consideró que la mayoría de la población consume más frecuentemente la sal sin condimento. Las etapas seguidas para el procesamiento y análisis de las muestras se describen a continuación.

2.1. Medidas para prevenir la contaminación cruzada

Para prevenir la contaminación de las muestras por otras fuentes de microplásticos durante su procesamiento se tomaron algunas medidas, como evitar el uso de materiales de plástico mediante el uso de material de vidrio o metal, que previamente se lavaron con jabón y agua de grifo, se enjuagaron con agua destilada, y se cubrieron con aluminio hasta el momento de su utilización. También se limpió el área de trabajo con una tela de algodón, se utilizó una bata de algodón y guantes durante todo el procedimiento, se corrió un blanco por cada muestra de sal, y se llevó a cabo la experimentación en una campana de flujo laminar, en un cuarto cerrado, para evitar la contaminación atmosférica por microplásticos.

2.2. Técnica de identificación y extracción de los microplásticos

Para extraer y cuantificar los microplásticos se adaptaron las metodologías de Lee et al. (2019) y Zúñiga (2019). Cada muestra se analizó por triplicado, corriendo a la par de cada una un blanco, que consistió de agua destilada a la que se le aplicaron los mismos procedimientos que a las muestras para descartar la contaminación por microplásticos de otras fuentes.

Para cada muestra se utilizaron cuatro jarras de 1 L de capacidad, en cada una se depositaron 800 ml de agua destilada y en tres de las jarras se agregaron 200 g de sal, que luego se sometieron a agitación magnética para disolver las sales. Se preparó una solución de colorante Rojo de Nilo disuelto en acetona con concentración de 500 µg/ml, de acuerdo con el procedimiento de Cole (2016), y se agregaron dos gotas de este colorante a cada jarra con el fin de teñir los microplásticos, dejándolas reposar por 24 horas.

Las disoluciones se filtraron al vacío utilizando un equipo Millipore con una membrana de celulosa de 0,45 µm, el blanco de cada muestra se destapó cada vez que se filtraba una réplica y finalmente fue filtrado al término del proceso. Cada membrana se colocó en una caja Petri etiquetada.

2.3. Análisis de los microplásticos

Las membranas se secaron dentro de una incubadora a 60 °C por 1 hora y luego se observaron bajo un microscopio con los objetivos 4x y 10x, haciendo algunas adaptaciones al equipo, que consistieron en colocar una mica polarizada sobre la platina y una lámpara de luz UV enfocada sobre la muestra, facilitando la identificación de los microplásticos y su cuantificación. Para la toma de fotografía se utilizó una cámara externa y el software de Image Focus.

2.4. Estimación de la exposición de la población mexicana

A partir de la cuantificación de los microplásticos por muestra, se calculó la exposición de la población mexicana tomando en cuenta el promedio de la ingesta diaria de sal en México, que es de 8 g/día de acuerdo con los datos de Nieto y Vargas (2019).

2.5. Análisis estadístico Kruskal Wallis

A partir de las estimaciones de la exposición de la población mexicana, se realizó un análisis estadístico Kruskal Wallis con un 95 % de confianza por marca, tipo y origen de la sal para evaluar si había diferencias estadísticamente significativas, utilizando el software Statgraphics.

3. Resultados

En la siguiente sección se presentan los resultados de la investigación.

3.1 Estimación de la exposición de los habitantes mexicanos a microplásticos a través de la ingesta de sal

El promedio de consumo de sal en México es de 8 g/día-hab, por lo que la exposición diaria de la población mexicana es 12,69 MPpotenciales por habitante, llegando hasta los 4.631,12 MPpotenciales/año-hab, como se observa en la Tabla 1.

En la Tabla 2 se muestra el promedio de la exposición por los factores de origen de la sal y tipo de sal. Al tomar en cuenta el origen de la sal, la que es extraída desde el mar representa la exposición diaria más alta con 16,79 MPpotenciales/hab, mientras que la sal mineral aporta 4,20 MPpotenciales/día-hab y la sal de origen no especificado (M10) 0,96 MP/día-hab. De acuerdo con el tipo de sal, cuando se consume sal refinada la exposición diaria sería de 8,32 MPpotenciales/hab y la sal sin este proceso adicional aporta una cantidad mayor a la dieta, de 20,11 MPpotenciales/día-hab.

Tabla 1. Estimación de la exposición de MP por habitante a través de la ingesta de sal en México

Muestra	Origen de la sal	Tipo de sal	Media (MPpotenciales/g)	Exposición diaria (MPpotenciales/día)	Exposición anual (MPpotenciales/año)
M1	Mar	Sin refinar	2,08	16,64	6.073,6
M2	Mar	Refinada	3,55	28,4	10.366
M3	Mar	Sin refinar	0,87	6,96	2.540,4
M4	Mar	Sin refinar	4,10	32,8	11.972
M5	Mar	Sin refinar	0,69	5,52	2.014,8
M6	Mar	Refinada	0,83	6,64	2.423,6
M7	Mineral	Refinada	0,64	5,12	1.868,8
M8	Mineral	Refinada	0,41	3,28	1.197,2
M9	Mar	Sin refinar	2,57	20,56	7.504,4
M10	NE	Refinada	0,12	0,96	350,4
			Promedio	12,69	4.631,12

Tabla 2. Estimación de la exposición promedio de MP por habitante a través de la ingesta de sal de acuerdo con el origen y el tipo de sal

Factor		MPpotenciales/día-hab	MPpotenciales/año
Origen de la sal	Mar	16,79	6.127,83
	Mineral	4,20	1.533,00
	No especificado	0,96	350,4
Tipo de sal	Refinada	8,32	3.036,80
	Sin refinar	20,11	7.338,93

3.2 Análisis estadístico

El análisis estadístico se llevó a cabo realizando una prueba no paramétrica Kruskal Wallis con el 95 % de confianza. En el caso del análisis de microplásticos por muestra, el valor P encontrado fue de 0,00353, que al ser menor que 0,05, indica que hay una diferencia estadísticamente significativamente entre las medianas de la exposición por cada muestra de sal. Esto significa que la exposición a microplásticos es distinta dependiendo de la marca de sal, probablemente debido a que cada fabricante cuenta con sus propios procedimientos de elaboración, desde la extracción hasta la adición de elementos adicionales como flúor o yodo, y el envasado.

Al analizar la exposición por origen de la sal, el valor P es de 0,0092, indicando que hay una diferencia estadísticamente significativa, por lo que la exposición es diferente de acuerdo con el origen de la sal. Al observar la exposición por tipo de sal, el valor P es de 0,0439, por lo que también hay una diferencia estadísticamente significativa, es decir, la exposición a microplásticos cambia según se consuma sal refinada o sin refinar.

En la Figura 1 se observan los gráficos de caja y bigotes, destacando que en el gráfico por origen de la sal (Figura 1b) la exposición por la sal de mar es mayor, probablemente debido a que como se discutió anteriormente, esta tiene distintas fuentes de contaminación atmosférica, marítima y terrestre desde su extracción hasta su procesamiento, en cambio la sal mineral al encontrarse en depósitos subterráneos puede contaminarse solo durante su extracción, elaboración y empaquetado. En el gráfico por tipo de sal (Figura 1c) se aprecia que la sal sin refinamiento representa una mayor exposición que la sal refinada, por lo que este proceso podría remover algunas de estas partículas de manera no intencional, considerando

que una de las muestras de sal aún con refinamiento representó una exposición de 28,4 MPpotenciales/día.

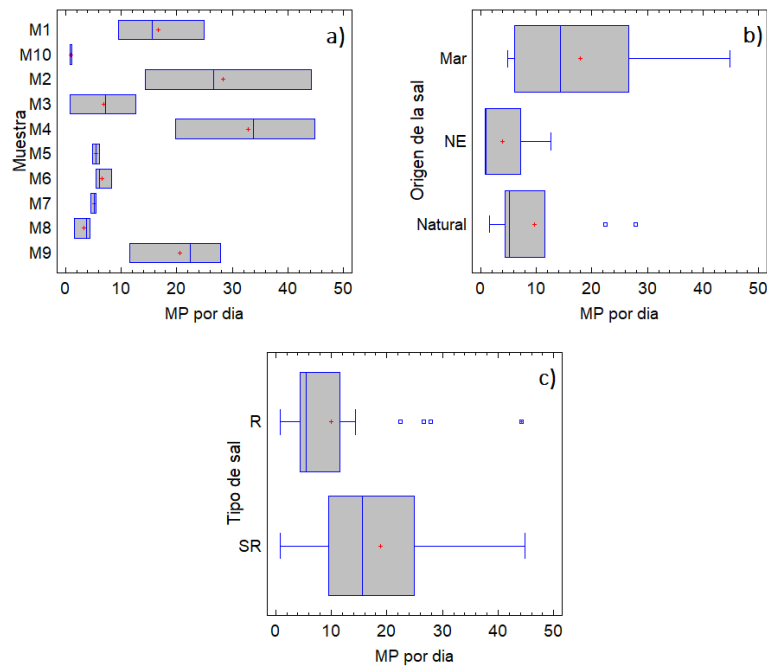


Figura 1. Gráficos de caja y bigotes, a) por muestra de sal, b) por origen de la sal, y c) por tipo de sal

4. Discusión

La contaminación plástica presente en el ambiente se produce cuando suceden pérdidas durante la recolección de residuos, desde los SDF, cuando las personas los disponen inadecuadamente, a través de esorrentías y como pérdidas en el tratamiento de los residuos. Además, los MP -principalmente fibras sintéticas- llegan a distintos ecosistemas a través de las aguas residuales, las aguas residuales tratadas y los lodos biológicos (Ng, 2017). Los plásticos pueden distribuirse por factores como el viento, las corrientes marinas, las poblaciones, la geografía y las rutas de comercio (Obebe and Adamu, 2020), teniendo la posibilidad de afectar productos de consumo humano como los observados en este estudio: sales de distintos orígenes en diferentes grados de contaminación, dependiendo de las condiciones en las que se encuentren.

Los ambientes marinos son los que se ven principalmente afectados por la contaminación plástica, el 80 % de los residuos son de origen terrestre, el 18 % se atribuyen al turismo y la pesca, y el porcentaje restante se considera que tiene distintos orígenes, como las pérdidas durante el transporte de mercancías (Andrady, 2011). En el caso de la pesca, las redes y cuerdas son comúnmente de fibras sintéticas como el nylon (Obebe and Adamu, 2020). Tomando esto en cuenta, resulta lógico que la sal marina contenga la mayor concentración de MP en este estudio, en comparación con las sales de otros orígenes, al evidenciarse una exposición potencial hasta cuatro veces mayor que en sal mineral.

La sal de consumo humano puede extraerse como mineral, mediante técnicas clásicas de minería (González, 2018), o desde salmueras naturales, como agua de mar, lagunas o manantiales, y salmueras artificiales, elaboradas depositando agua caliente a presión en un pozo perforado de un domo salino para después ser bombeadas a una planta de purificación (Salt Association, n.d.). Con estas salmueras puede producirse sal a partir de la evaporación solar o forzada (calentando la disolución), o mediante la termo-compresión de evaporación al vacío (González, 2018).

Si la producción de sal se lleva a cabo de manera estacional, durante la época de estiaje cuando la sal se sedimenta, es probable que se vea más afectada por la presencia de microplásticos, debido a que en estudios recientes se ha reportado que hay 14 millones de toneladas de microplásticos en los primeros 9 cm del fondo marino, 50 veces más MP que en la superficie (Sbarbati, 2020), resultando potencialmente en una mayor exposición de la población a este tipo de partículas, sobre todo desde entornos marinos cuando la producción se concentra en estos sitios y épocas del año.

Durante la concentración de las sales, en los procesos de evaporación-cristalización solar, hay distintas fases en las que se remueven impurezas (Ballesteros and Fernández, 2013), por lo que algunos plásticos podrían ser removidos. Sin embargo, algunos MP podrían ser arrastrados cuando precipitan las sales y quedarse atrapados cuando estas cristalizan, sobre todo si son de mayores densidades, como el PET (1,30 g/cm³) (Iñiguez et al., 2017). Los procesos de refinación posterior podrían ser importantes si se considera que la sal marina refinada puede representar una exposición hasta 4,94 veces menor que cuando no cuenta con este proceso, y en general el tipo de sal refinada (sin distinción por origen) aporta una exposición 2,42 veces menor a la proporcionada por sal sin refinamiento.

En los diversos estudios realizados con sales de distintos orígenes la tendencia ha sido que las sales marinas tengan la mayor concentración de microplásticos, seguida de las sales de laguna y las sales minerales, atribuyéndose la presencia de estas partículas en las salmueras naturales a su contaminación desde su origen y en las salmueras artificiales debido al uso de sistemas abiertos (Danopoulos et al., 2020). Los resultados de este estudio concuerdan con estos hallazgos, además de que con base en lo anteriormente expuesto puede conjeturarse que el viento puede aportar o remover microplásticos a la sal expuesta al aire libre, lo que también pudo haber contribuido en esta investigación a las altas estimaciones de exposición para sal de mar y a la presencia potencial de MP en sal mineral, al ser esta extraída desde el subsuelo y expuesta a la atmósfera.

El agua dulce que utilizan las plantas potabilizadoras puede entrar en contacto con efluentes de aguas tratadas contaminadas con microplásticos -además de otras fuentes de MP-, lo que podría afectar la producción de agua potable (Dalmau et al., 2021), y por ende la sal mineral puede contaminarse con MP provenientes del agua utilizada para su extracción, especialmente si esta no tuvo un tratamiento eficiente que removiera estas partículas, lo que pudo haber ocurrido en el caso de la sal de dicho origen dentro de este estudio, al representar una exposición de al menos 3,28 MPpotenciales/día.

Una vez que han cristalizado las sales, estas se recolectan de manera manual o mecanizada (González, 2018), por lo que podrían desprenderse partículas desde los neumáticos del equipo utilizado y otras herramientas. Los operadores podrían contribuir con MP cuando estos se desprenden de su vestimenta (Renzi and Blašković, 2018) y su calzado, considerando que la mayoría del calzado está fabricado con plásticos o materiales sintéticos (Borunda, 2019). Además, algunos procesos de elaboración de sal pueden utilizar materiales como el polietileno como barrera aislante para construir las balsas en donde se captura la salmuera (SolySal de Colima, 2014).

Por último, el material de envasado para las sales también puede ser una fuente de contaminación por MP; en este estudio todos los envases de las diferentes sales analizadas fueron de materiales plásticos: bolsas tipo pouch, recipientes duros y bolsas transparentes.

La sal es una importante vía de exposición a MP para el ser humano, debido a que es consumida diariamente, con riesgos que aún son desconocidos. La mayoría de estudios se enfocan en los impactos ambientales de los MP y no hay técnicas estandarizadas para comparar resultados entre diferentes estudios. Sin embargo, se ha planteado que estas partículas podrían ocasionar una respuesta inflamatoria, reducir la mucosa intestinal, desbalancear la microbiota intestinal, alterar el metabolismo, causar neurotoxicidad e incrementar el riesgo de cáncer (Rahman et al., 2021).

5. Conclusiones

El presente estudio obtuvo una estimación de la exposición diaria de la población mexicana a MP por el consumo de sal de distintos orígenes y tipos, encontrándose una exposición mayor al consumir sal de mar, seguida de sal mineral, y finalmente sal de origen no especificado. En términos del tipo de sal, la sal sin refinamiento representó una mayor exposición en comparación con la que sí cuenta con este procesamiento, por lo que la refinación podría remover algunas partículas plásticas.

Las fuentes de contaminación de la sal por microplásticos pueden ser principalmente desde su origen, en el caso de sales extraídas de salmueras naturales, y durante el proceso de elaboración en las etapas de extracción, recolección y envasado, independientemente de donde provenga la sal. En el caso de la sal de mar, esta representa una mayor exposición de entre todas las sales, debido probablemente a que el mar es un ambiente ampliamente afectado por la contaminación plástica debida a los residuos terrestres, además de las aguas residuales, aguas tratadas, lodos biológicos y actividades de acuicultura y turismo.

Este estudio evidencia la importancia de que los diferentes integrantes de la sociedad tomen consciencia acerca de su consumo y del manejo de sus residuos, haciendo énfasis en los plásticos y sus potenciales efectos en la salud, especialmente al degradarse en partículas tan pequeñas que pueden estar presentes en productos de consumo humano tan habituales como la sal y quizá llegar a ser tóxicos. Tomando en cuenta el desconocimiento de los efectos de los microplásticos en la salud humana, también se subraya la importancia de determinar la exposición de los habitantes, además de que es fundamental buscar soluciones que prioricen la reducción y el manejo adecuado de los residuos plásticos.

El análisis realizado en esta investigación respecto a las fuentes de contaminación plástica en sales de consumo humano es útil al funcionar como una recopilación del tipo de muestras que se pueden obtener desde el proceso de elaboración hasta el empaquetado, lo que podría ayudar en el diseño de procedimientos experimentales futuros.

Referencias

- Alqattaf, A., 2020. Plastic Waste Management: Global Facts, Challenges and Solutions. 2020 2nd Int. Sustain. Resil. Conf. Technol. Innov. Build. Des. <https://doi.org/10.1109/IEEECONF51154.2020.9319989>
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Ballesteros, G., Fernández, J., 2013. La explotación industrial de las salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia). *Papeles Geogr.* 55–68.
- Borunda, A., 2019. Your shoes are made of plastic. Here's why. [WWW Document]. *Natl. Geogr. Mag.* URL <https://www.nationalgeographic.com/science/article/shoes-sneakers-plastic-problem> (accessed 12.28.21).
- Chaudhry, A.K., Sachdeva, P., 2021. Microplastics' origin, distribution, and rising hazard to aquatic organisms and human health: Socio-economic insinuations and management solutions. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 48, 102018. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102018>
- Cole, M., 2016. A novel method for preparing microplastic fibers. *Sci. Rep.* 6, 34519. <https://doi.org/10.1038/srep34519>
- Dalmau, J., Ballesteros, R., Boleda, M.R., Paraira, M., Ferrer, N., Lacorte, S., 2021. Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 59462–59472. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>
- Danopoulos, E., Jenner, L.C., Twiddy, M., Rotchell, J.M., 2020. Microplastic contamination of seafood

- intended for human consumption: A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.* 128, 126002-1-126002–32. <https://doi.org/10.1289/EHP7171>
- De-la-Torre, G.E., 2020. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J. Food Sci. Technol.* 57, 1601–1608. <https://doi.org/10.1007/s13197-019-04138-1>
- Fadare, O.O., Okoffo, E.D., Olasehinde, E.F., 2021. Microparticles and microplastics contamination in African table salts. *Mar. Pollut. Bull.* 164, 112006. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112006>
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- González, C., 2018. Estudio de la Variabilidad de Producción Anual de Salina en Marisma con Energías Renovables. Univ. Pontif. Comillas. Universidad Pontificia Comillas, Madrid.
- Grisé, C., 2021. The truth about recycling. *New York Times* 10–13.
- Iñiguez, M.E., Conesa, J.A., Fullana, A., 2017. Microplastics in Spanish Table Salt. *Sci. Rep.* 7, 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09128-x>
- Lee, H., Kunz, A., Shim, W.J., Walther, B.A., 2019. Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review. *Sci. Rep.* 9, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46417-z>
- Ng, E.L., 2017. Planet Plastic: Contamination of marine and terrestrial ecosystems by microplastics is putting individual organisms at risk. *Scientist* 31, 41–47.
- Nieto, C., Vargas, J., 2019. Avances en la reducción de la ingesta de sodio en México. Instituto Nacional de Salud Pública.
- Obebe, S., Adamu, A., 2020. Plastic Pollution: Causes, Effects and Preventions. *Int. J. Eng. Appl. Sci. Technol.* 04, 85–95. <https://doi.org/10.33564/ijeast.2020.v04i12.011>
- Plastics Europe, 2022. *Plastics – the Facts 2022*.
- Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O.P., Achari, G., Slobodnik, J., 2021. Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Sci. Total Environ.* 757, 143872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>
- Renzi, M., Blašković, A., 2018. Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.065>
- Salt Association, n.d. White Salt Production [WWW Document]. URL <https://saltassociation.co.uk/education/make-salt/white-salt-production/> (accessed 12.5.21).
- Sbarbati, N. (Ed.), 2020. *Residuos plásticos en Argentina: su impacto ambiental y en el desafío de la economía circular*, 1st ed. Academia Nacional de Ciencias Exactas, Buenos Aires.
- SEMARNAT – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2020. *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*.
- SolySal de Colima, 2014. *SolySal de Colima: producción de la Flor de Sal*. YouTube, México.
- Torres, A., 2021. *Visión de la industria del plástico; actualidad y retos hacia la nueva normalidad*. ANIPAC, Ciudad de México.
- WHO – World Health Organization, 2012. *Guideline: Sodium intake for adults and children*. *World Heal. Organ.* 1–56.
- Zúñiga, G., 2019. *Evaluación de la presencia de microfibras plásticas en agua de lavado, agua embotellada comercial y arena de playa nacional*. Universidad Autónoma Metropolitana.

PERMACULTURIZANDO LOS PLÁSTICOS. UNA MIRADA DESDE LA ECOLOGÍA SOCIAL HACIA LA CIRCULARIDAD

Sánchez Castellanos, Tania Tamara^{1*}; Cedeño Valdiviezo, Alberto^{1**}; González Castillo, Octavio^{1,2}

¹Posgrado en Ciencias y Artes para el Diseño, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, México

²Desarrollo Productivo Sustentable, Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México

*taniachaos@hotmail.com **alberto_cede@yahoo.com

Resumen

Ante la crisis ambiental antropogénica agravada por el uso de los plásticos, se está realizando la investigación “Análisis, diagnóstico y propuestas de sistemas ecoeficientes en México”, cuyo objetivo es proponer alternativas para que en la producción y el consumo de objetos plásticos existan prácticas comprometidas al cuidado, preservación y restauración del ambiente. Como parte de la investigación, se analizó la información publicada en distintos buscadores y bases de datos, sobre metodologías y prácticas ambientales utilizadas en el diseño de productos, haciendo énfasis en los productos plásticos. Entre los resultados obtenidos, destaca que, aunque se han realizado avances en la materia, las prácticas ambientales se han dirigido hacia la ecoeficiencia –disminución del consumo de materia prima, energía y trabajo para lograr un objetivo, que resulta en aminorar los impactos negativos al ambiente-, lo que no es suficiente. Es necesario un cambio radical en el enfoque conceptual de la relación que el humano establece con su entorno. De los enfoques ambientales que se examinaron, la permacultura y la ecología social plantean una plataforma de pensamiento lo suficientemente radical para detonar ideas para reorientar los sistemas de producción de objetos plásticos. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos respecto a cómo los valores y principios de la permacultura y la ecología social pueden guiar a la gestión y recuperación de residuos plásticos hacia prácticas más ecoefectivas.

Palabras clave: Plásticos; permacultura; ecología social; ecoefectividad; circularidad.

1. Introducción

La problemática en la producción de plásticos empezó a visibilizarse en 1997, cuando el oceanógrafo Charles Moore encuentra por casualidad lo que ahora se le llama “la gran mancha de basura del Pacífico Norte”, lo que hizo evidente la cantidad de residuos plásticos existentes en el mar y en el planeta. Tiempo después se descubren otros cuatro vórtices en los que las corrientes oceánicas concentran los plásticos provenientes de lejanos centros urbanos y se empiezan a desarrollar investigaciones sobre el tema (Vázquez, 2019).

Un plástico es un polímero orgánico al que se le añaden otros componentes de baja masa molecular como cargas, refuerzos, pigmentos, colorantes, estabilizantes, antioxidantes, retardantes, plastificantes, lubricantes compatibilizantes o nucleantes, entre otros (García, 2014).

Aunque cada objeto plástico tiene sus particularidades, se puede establecer una relación directa entre el crecimiento de producción -casi constante desde 1950, año en el que se registraron 1.7 millones de toneladas producidas (Góngora, 2014), aumentando, para 2017 a 384 millones de toneladas (Plastics

Europe, 2018 en INECC/SEMARNAT, 2020)-, la dependencia humana a objetos plásticos (como envases, encendedores, jeringas...) y las crecientes acumulaciones de residuos plásticos en los ecosistemas (como las grandes islas de basura existentes o la saturación de los rellenos sanitarios, entre otras). En la actualidad, cada año se producen más de 400 millones de toneladas de plástico en el mundo; sólo un 9% de los desperdicios se reciclan y el 12% se incinera (Parker, 2017), lo que quiere decir que, por año, alrededor de 316 millones de toneladas eventualmente llegarán a invadir espacios naturales.

Como medida de mitigación se ha propuesto el ciclado de los materiales bajo modelos de economía circular, como es el Acuerdo Global de la Nueva Economía del Plástico, que pretende reducir el uso de materia prima virgen al momento de aprovechar los residuos plásticos (Fundación Ellen MaCarthur, 2016 y Vivir Sin Plástico, 2016). Sin embargo, hacer la transición de una economía lineal tradicional (donde los objetos terminan en vertederos o espacios naturales) a una que logre recuperar sus residuos para convertirlos en insumos, presenta aún bastantes retos y no necesariamente resultará del todo efectivo para revertir el daño a los sistemas naturales generados hasta ahora. Ante este panorama vale la pena cuestionarse ¿Cómo sería un sistema de producción de objetos plásticos bajo otros modelos de diseño y organización que no solo reciclen los materiales, sino que vayan más acorde al cuidado y preservación del entorno natural y de los sistemas humanos (que conocemos como “ecoefectividad”)? Con la intención de proporcionar algunas respuestas, estamos llevando a cabo la investigación “Análisis, diagnóstico y propuestas de sistemas ecoefectivos en el diseño de productos plásticos en México”, en la cual se están tomando en cuenta dos enfoques que plantean un cambio radical en la conceptualización de la relación del ser humano con su entorno: la ecología social y la permacultura.

El trabajo que aquí se presenta, corresponde a la fase 1 de dicha investigación y exhibe los resultados obtenidos concernientes a cómo los valores y principios de la permacultura y la ecología social pueden guiar a la gestión y recuperación de residuos hacia prácticas más ecoefectivas.

2. Metodología

El enfoque metodológico de este estudio se centra en un trabajo de gabinete y análisis documental, para lo cual se realizó una revisión bibliográfica de enero 2021 a diciembre de 2022, en libros y textos de distintas bases de datos y buscadores como Bidi UAM, ScienceDirect, Art, Desing & Architecture Collection, Cambridge University Press, Elsevier, Base-Search y Science.gob. Para la búsqueda de información se tomaron siete macroconceptos para la construcción de ecuaciones, las cuales fueron consultadas en inglés y español, estos fueron: diseño para el ambiente (design for the environment), metodologías ambientales de diseño (environmental design methodologies), plásticos o polímeros (plastics o polymers), eco-eficiencia (eco-efficiency), eco-efectividad (eco-effectiveness), ecología social (social ecology), permacultura (permaculture). Para el análisis se seleccionaron los textos cuya información era de interés para el estudio.

3. Resultados

De los textos analizados sobre los efectos de los plásticos en los ecosistemas, destaca que, por una parte, en general sus etapas son de elaboración, uso y desecho, son: extracción y obtención de materia prima, conformación del plástico, transformación del plástico en objeto, uso, fin de su vida útil y disposición -solo en algunos casos, reciclaje. Dentro del ciclo de vida de los productos plásticos, se pueden identificar como las más contaminantes: 1) la disposición una vez concluida el fin de su vida útil; 2) la extracción de materia prima, la conformación del plástico y su transformación en objetos; y, 3) los procesos de reciclaje. Asimismo, aunque la etapa de uso es la menos contaminante para el ambiente, se han descubierto diversos problemas a la salud humana y animal debido a la migración de los aditivos utilizados en la producción de objetos, tales como los ftalatos, ésteres y fenoles, entre otros, que se han identificado como disruptores endócrinos además de estar asociados al incremento de cáncer, tumoraciones,

obesidad o defectos de nacimiento. En la Tabla 2 se muestran los principales efectos del plástico en los ecosistemas.

Tabla 1. Principales efectos del plástico en los ecosistemas

Etapa del ciclo de vida	Causa	Principales efectos	Referencias
1, 2, 3, 5, 6	Emisión de gases de efecto invernadero.	Cambio climático, contaminación ambiental y atmosférica	CIEL, 2019; Gale et al, 2014; INECC/SEMARNAT, 2020; Royer et al., 2018; ZEO, 2020;
1, 2, 3, 5, 6	Consumo energético	Lluvia ácida, deforestación, contaminación del suelo, agua y atmósfera, compactación y erosión del suelo	Brandt & Pilz, 2011; Vargas et al, 2015; Vázquez et al, 2021
1, 2, 4, 5	Migración de sustancias tóxicas utilizadas para la extracción y tratamiento de la materia prima, así como los aditivos utilizados en la conformación del plástico y objetos plásticos.	Lixiviados, erosión y cambios geoquímicos en los suelos, toxicidad ambiental. Afectaciones en la salud humana (propensión a cáncer, sobrepeso, agentes quelantes, riesgo en el embarazo, fetos y aumento de abortos espontáneos)	Frenkel, 2012; INECC/SEMARNAT, 2020; ONU Environmental Programme, 2021; SEOBirdLife y Ecoembes, 2019; Téllez, 2012; Texas A&M University, 2016; Valencia et al., 2017
3, 5	Microplásticos.	Eutrofización, cambios en el PH del suelo que afectan la flora y fauna, muerte e intoxicación de animales por inanición, órganos y sangre humana con microplásticos	Alvarez, 2014; Boots et al., 2019; Fundación Heinrich Böll & Fundación Break Free From Plastic, 2019; Ribera-Garibay et al, 2020
5	Invasión de plásticos en ecosistemas marinos y terrestres y humanos.	Islas de basura plástica, contaminación visual, lixiviados, eutrofización, muerte y mutilación de animales por atoramiento, aumento de enfermedades por vectores, contaminación del aire, agua y suelo, inundaciones exacerbadas	Alvarez, 2014; Kwiecinski et al., 2006; ONU Environmental Programme, 2021; Ribera-Garibay et al., 2020

Etapas del ciclo de vida: 1 = extracción y obtención de materia prima; 2 = conformación del plástico; 3 = transformación del plástico en objeto; 4 = uso; 5 = fin de vida útil y disposición del producto (basura/vertedero/incineración); 6 = reciclado.

La producción de plástico ha crecido rápidamente, cuenta de ello es que se estima que la suma de todo el plástico producido en el mundo antes del 2000, es igual a la cantidad producida del 2003 al 2019, de los que se calcula que alrededor del 75% se han convertido en desechos (WWF, 2019).

Están documentadas muchas evidencias empíricas y científicas que existen respecto a los problemas ambientales que producen los residuos plásticos, una de las más visibles es la contaminación marina. En los océanos se han localizado cinco enormes islas o parches de plástico flotante¹ (INECC/SEMARNAT, 2020). En el 2015 el estudio *Plastic waste inputs from land into the ocean* (Entradas de desechos plásticos de la tierra al océano) (Jambeck et al, 2015), reveló que en el 2010 acabaron en el océano entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas de plástico. La media (8 millones de toneladas) equivaldría a verter un camión de basura lleno de plástico cada minuto por un año. Hay que aclarar que el estudio solo tomó en cuenta el que provenía de las costas, por lo que hay que aumentar las toneladas que se tiran o caen desde embarcaciones.

En 2016 la Fundación Ellen MacArthur presentó el informe “La nueva economía del plástico. Repensando el futuro de los plásticos”, en el cual se advierte que, de seguir así, para 2050 habría más plásticos en los océanos que peces. Como alternativa propone adoptar la economía circular para la producción de

¹ Actualmente existen cinco Islas de Basura documentadas, aunque existen otras en formación. La más grande es la del Océano Pacífico Norte, localizada entre California y Hawái, se estima que mide unos 700 mil km² y contiene alrededor de 100 millones de toneladas de basura distribuida entre la superficie y el fondo (Anèl-lides, 2020).

plásticos y, en colaboración con la ONU-Medio Ambiente, lanzaron el Acuerdo Global de la Nueva Economía del Plástico, con lo que llamaron a gobiernos y empresas a comprometerse para implementar medidas concretas para crear una efectiva economía del plástico que logre reducir sus residuos en los espacios naturales, creando ciclos cerrados de producción y consumo de este material, eliminar los envases plásticos innecesarios (pasar de envases de un solo uso a envases reutilizables) e innovando para garantizar que el 100% de los envases y empaquetados de este material se puedan reutilizar, reciclar o compostar de forma fácil y segura para el año 2025 (Fundación Ellen MaCarthur, 2016).

La economía circular surge como una alternativa que se da bajo un modelo capitalista de producción, en el cual se cambian los procesos lineales de producción-consumo (donde los productos acaban en el basurero) por otros circulares, en los que se incorporan estrategias para alargar la vida útil del producto: reacondicionamiento, renovación, reutilización, remanufactura o reparación del objeto, entre otras. Si bien este enfoque representa un avance significativo hacia la ecoeficiencia de los procesos productivos, sus alcances para avanzar hacia la ecoefectividad se ven limitados, ya que en lo fundamental su perspectiva sigue considerando a los sistemas naturales como un “recurso” o capital natural². Es decir, que se plantea como una nueva etapa acorde a las necesidades actuales de un modelo que aspira a seguir produciendo y consumiendo bajo una dinámica de crecimiento continuo. Tal como lo expresa Holmgren (2002: 242): “A lo largo de su historia, el capitalismo ha sido el motor esencial del consumo y la basura... Parece inconcebible que el capitalismo centralizado e ilimitado pueda, de alguna manera, experimentar ciertas transformaciones fundamentales para convertirse en un capitalismo basado en el desperdicio mínimo y el beneficio del ambiente”.

Otra de las limitaciones identificadas en la economía circular, es que no todos los materiales pueden reciclarse infinitamente, como es el caso de algunos plásticos. Eventualmente, éstos llegarán como residuos a vertederos, o a espacios naturales y, en el mejor de los casos, pasarán a la revalorización energética (incineración), lo que conlleva otro tipo de emisiones al ambiente y contaminación. Eso sin considerar que, para conservar algunas propiedades necesarias para ciertas aplicaciones, al momento de reciclar el plástico es necesario agregarle cierto porcentaje de plástico virgen o algún aditivo que ayude a mantener sus características, lo que lleva implícito que, aunque se disminuya, seguirá en práctica la extracción de recursos no renovables. En el informe *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution* (De la Contaminación a la Solución: Una evaluación global de la basura marina y la contaminación plástica), se hace evidente que el reciclaje por sí mismo no es viable para crear una salida a la crisis ambiental, en especial con los plásticos de un solo uso, además de que se advierte que las alternativas como plásticos de base biológica o biodegradables, actualmente representan una amenaza química similar a los plásticos convencionales (ONU Environmental Programme, 2021). Nuevamente se devela que los objetivos y prácticas que presenta la economía circular son con tendencia hacia la ecoeficiencia.

La ecoeficiencia se puede definir como la medida del gasto de materia prima, energía y trabajo en que se incurre en el logro de un objetivo o propósito, que resulta en aminorar los impactos negativos al ambiente al reducir la explotación de la naturaleza³. Sin embargo, apostar solo por minimizar la extracción de materia prima al reciclar los materiales existentes o minimizar el consumo energético dentro de la producción y fabricación, es un tanto arriesgado ya que, como lo mencionan McDonough y Braungart (2005) con el actual modelo de ecoeficiencia solo se ralentiza el problema y no se puede salvar al ambiente; supone apoyar a que la industria acabe con todo, de forma callada, persistente y completamente. Como alternativa, proponen la ecoefectividad, en la que reconociendo que el ser

² Una definición simplificada del concepto de capital natural, es aquella que lo identifica en el medio físico que sirve de base a las actividades económicas y sociales, con lo que se establece que el patrimonio natural se puede valorar o no en términos monetarios y que es variable en el tiempo en función del consumo de recursos, la degradación del medio y las políticas de regeneración (Lobato, 2017).

³ Definición propia con base en el análisis dentro del Doctorado en Ciencias y Artes para el Diseño, Seminario de Teoría, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, del 28 de febrero al 19 de mayo 2022.

humano es parte integral del sistema natural, se plantea una valoración ética del actuar y pensar - respecto a los objetivos que se persiguen, los resultados que se obtienen y los medios utilizados para alcanzarlos-, comprometida con la conservación, preservación y/o restauración de la naturaleza.

La ecología social, propuesta por Bookchin (2015), plantea que las crisis ecológicas y sociales se entrelazan de manera tal que, la dominación de la naturaleza es una proyección del ser humano en la sociedad. La crisis ecológica no es el resultado de las elecciones individuales, la tecnología o el crecimiento demográfico, sino que, la causa es lo inadecuado del sistema social dominante. En este contexto, la ecología social –en la medida que conserve su poder de crítica radical- busca armonizar la relación de la humanidad con la naturaleza, lo que solo se alcanzará si se armoniza al mismo tiempo la relación del humano con el humano, es decir, si se apunta a una sociedad ecológica (Bookchin, 1977).

Por su parte, la permacultura se presenta como una filosofía y forma de ver la vida que busca trabajar con y no en contra de la naturaleza, al dejar de lado la idea preconcebida de superioridad del ser humano con respecto a otras formas de vida, cambia la visión del humano sobre el ambiente. La permacultura, afirma García et al. (2017), es una praxis con episteme que en los últimos años ha tomado fuerza, en ésta, el destino final de todo producto es el sistema Tierra, lo cual plantea una buena oportunidad para lograr un cambio radical en la reconfiguración del mundo. Una de sus creencias fundamentales es que la naturaleza es nuestra maestra, por lo que los principios que sirven como guía han sido extraídos de su observación. Uno de ellos se refiere a dejar de producir residuos, en la naturaleza no existen bolsas de basura que se recojan cada semana; todo lo que se produce se utiliza dentro del mismo sistema. En otras palabras, todo sistema requiere de insumos y genera resultados, los que, si no son utilizados, generan contaminación (Macnamara, 2012). Por más obvio que resulte, la mejor gestión de los residuos es prevenirlos.

Bajo estos paradigmas encontramos que para prevenir los residuos, un sistema de producción y consumo de objetos plásticos necesariamente tendrá que adoptar:

1. Una visión ecocéntrica (personal, institucional y política), lo que significa que hay que considerar el valor intrínseco de todos los seres vivos y su derecho a autoperpetuarse al margen de la interferencia humana. Sin embargo, esta visión no se ha podido conseguir ni desde los métodos de diseño (ya sea ecodiseño, economía circular, diseño para el ambiente), la educación o la legislación en materia ambiental (Mars & Willis, 2021).
2. El concepto de economía regenerativa que reconoce ocho formas de capital: financiero, material, viviente, social, cultural, intelectual, vivencial y espiritual (Henfrey & Penha-Lopes, 2018). Lo cual permitirá no centrarse en las ganancias económicas y darle prioridad a otro tipo de experiencias.
3. Poner énfasis en la resolución de problemas, más que en el objeto mismo. Se trata de reconocer con precisión cuáles son los motivos para realizar el diseño de un objeto, además de recoger todos los datos posibles sobre el tema a estudiar y su contexto, como pueden ser los componentes del sitio (agua, suelo, terreno, clima, plantas...), sus componentes sociales (actores, agentes, cultura, legislaciones, comercio...), los componentes de energía (tecnologías, estructuras, fuentes, conexiones...) y los componentes abstractos (tiempo, información, ética...) (Scotti, 2004).
4. Enfoque sistémico, o visión holística, que pone énfasis en los patrones y procesos, las relaciones y las interconexiones, en lugar de objetos y eventos separados (Henfrey & Penha-Lopes, 2018) Los elementos clave dentro del sistema no solo es que los humanos interactúan con el ambiente, sino también como se conciben y delimitan entre ellos (Gudynas y Evia, 1993).
5. Trabajar a escalas local y humana (no industrial y hacia la globalidad), lo que implica que la cobertura de las necesidades materiales debe llevarse a cabo, en la mayor medida de lo posible con los recursos de la propia región (Henfrey & Penha-Lopes, 2018).
6. La Tierra es el *destino final* de todo producto, esto implica que cualquier objeto diseñado se debe hacer bajo la primicia de que nuestras acciones repercuten directamente sobre los sistemas

naturales, de manera que, cada producto fabricado va a terminar en algún momento sobre los ecosistemas, ya sea en forma de basura en vertederos, invadiendo espacios naturales o como emisiones derivadas de la incineración. Es por ello que, debido a que es una tarea imposible de abarcar por una sola persona, las soluciones de diseño deben ser bien pensadas y plantearse desde equipos multidisciplinares o transdisciplinares, de preferencia pensando mínimo en siete generaciones futuras.

4. Discusión

Si bien es cierto que se diseñan objetos plásticos para resolver necesidades de la población, otros se diseñan para responder a las demandas de mercado del sistema de producción actual. Aprender a trabajar con la naturaleza implica una reflexión profunda sobre lo que se considera una necesidad, su relevancia y trascendencia. De la misma forma, la permacultura y la ecología social nos invitan a replantear los conceptos de *progreso*, *crecimiento* o *éxito*, actualmente asociados a la obtención de riqueza económica y bienes materiales. Para la permacultura un diseño exitoso es aquel que se autorregula con la mínima intervención humana, es autosuficiente, cuida el entorno natural y mantiene la biodiversidad al tiempo que satisface necesidades e incrementa el nivel de seguridad y resiliencia socio-económica de las comunidades, mejora la calidad de vida al fomentar un estilo de vida más equilibrado con el ambiente, lo que contribuye al bienestar físico, emocional y social de las personas (EcoInventos, 2023).

El plástico es un material muy noble que, debido a su durabilidad y las posibilidades que ofrece, ha permitido grandes avances tecnológicos y científicos, con muchos beneficios para la humanidad. Sin embargo, estas mismas características, en el marco de un modelo de producción orientado hacia el consumismo (en especial bajo la lógica de usar y tirar) y dominado por la exigencia de maximizar el crédito financiero, han convertido a este material en un problema ambiental y social frente al cual, bajo una lógica individualista, cada quien ve por sus propios intereses, por lo que ni empresas, ni consumidores, ni gobiernos han asumido plenamente la responsabilidad por el deterioro ambiental que han causado, en especial a lo que respecta a la gestión de residuos para que estos no terminen contaminando los espacios naturales.

La adopción de un enfoque sistémico para el diseño de objetos plásticos asegura una mayor comprensión de cómo éstos van a incidir en las relaciones dadas entre los ecosistemas y humanos. Contar con un conocimiento profundo de estas relaciones permitirá tomar decisiones más adecuadas hacia el cuidado de los ecosistemas. Sin embargo, para comenzar a crear y reforzar sinergias entre los sistemas naturales y sociales, es imperativo cambiar la concepción que tiene el humano sobre su actuar y su posición frente a la naturaleza. El marco teórico-práctico planteado por la permacultura cumple con el cambio de cosmovisión necesario para encaminar a los sistemas de diseño hacia la ecoefectividad. Es de hecho demostrable que existen varios casos de éxito donde se han aplicado los principios de la permacultura en el diseño de espacios, como las llamadas ecoaldeas, que no solo proveen espacios habitables y de autosustento, sino también espacios de reconexión con la naturaleza. De principio, no parece haber razones para pensar que esta cosmovisión no pueda ser aplicada en la producción de objetos plásticos, si no en su totalidad, si en buena parte de estos. Por supuesto, esto sólo puede pasar con la reformulación de la sociedad existente, en la que se asuma y acepte que la naturaleza y la sociedad se hallan fundidas indisolublemente en una *naturaleza humanizada*, y es que para bien o para mal, no hay ecología que no refleje la influencia humana (Bookchin, 1977).

Dos cuestiones que se han identificado para la posible resistencia del sector industrial que se dedica a la transformación de plásticos para comenzar a trabajar a favor de los sistemas naturales bajo principios de la permacultura y la ecología social, son que, por un lado, existe la necesidad de autorregular la producción de manera que disminuya a tal punto, que sea manejable a escala humana (y no industrial), lo que generaría mucho menos despilfarro y la generación de menos desperdicios, pero también mucho

menos riqueza para los dueños de las empresas. Por otra parte, incluir desde las primeras fases del diseño estudios ambientales que permitan conocer los ecosistemas afectados y logren medir o cuantificar los impactos ambientales dentro de todo el ciclo de vida del producto plástico requiere, en la mayoría de los casos, del uso de programas de cómputo especializados, así como de equipos multidisciplinares, altamente calificados y que trabajen bajo dinámicas colaborativas inter y transdisciplinares, cuestión que pocas empresas logran pagar. Esto es un hecho un tanto contradictorio en la actualidad, porque son las empresas multinacionales quienes tienen mayores recursos para invertir, sin embargo, trabajar con los sistemas naturales implicaría que estas mismas empresas dejen de producir a gran escala para pasar a economías locales y de bajo impacto.

5. Conclusiones

Los plásticos industriales representan una gran ventaja a la hora de aportar insumos que mejoran la calidad de vida en los sistemas y actividades humanas y aunque, se han hecho grandes y notorios esfuerzos para disminuir los impactos ambientales, hace falta un cambio de visión, sobre todo en los conceptos de progreso, riqueza o tecnología inteligente, entre otros.

Dentro de la permacultura, se busca que mediante la creatividad y el diseño no se generen residuos y la ecología social plantea una nueva manera de relacionarse, no solo entre humanos, sino la forma en la que el ser humano se concibe y actúa dentro de su contexto. Lograr implementar los principios y éticas que estas cosmovisiones plantean dentro de los sistemas de producción de objetos plásticos, será una tarea ardua que conllevará mucho esfuerzo y cambios radicales, que sin duda, encontrará mucha reticencia del sector, pero que, será de mucho beneficio para enfrentar los retos que el cambio climático y el deterioro de la Tierra nos depara para la supervivencia humana.

Referencias

- Anèl-lides. (17 de julio de 2020). *Islas de plástico: Anèl-lides Serveis ambientals marins*. Recuperado el 15 de julio de 2021, de Anèl-lides Serveis ambientals marins: <https://anellides.com/es/blog/islas-de-plastico/>
- Bookchin, M. (1977). *Por una sociedad ecológica*. Barcelona, España: Gustavo Gili, S. A.
- Bookchin, M. (2015). *La próxima revolución. Las asambleas populares y la promesa de la democracia directa*. (P. Martín Ponz, Trad.) Barcelona, Cataluña, España: Virus Editorial. Recuperado el 20 de septiembre de 2021
- Brandt, B., & Pilz, H. (2011). *Impacto de los envases de plástico en el consumo de energía y las emisiones de gases invernadero a lo largo del ciclo de vida en Europa*. Viena: Denkstatt, Suistainable Energy Europe, PlasticsEurope.
- CIEL. (2019). *Plastic & Climate. The hidden Costs of a Plastic Planet*. Center for International Environmental Law (CIEL).
- EcoInventos. (20 de marzo de 2023). *Permacultura: qué es y para qué sirve: EcoInventos*. Recuperado el 21 de marzo de 2023, de EcoInventos: <https://ecoinventos.com/que-es-la-permacultura/>
- Frenkel, S. (2012). *Plástico. Un idilio Tóxico* (1a ed.). (V. Ordóñez Divi, Trad.) Barcelona, España: Tusquets Editores, S. A. Recuperado el 21 de noviembre de 2021
- Fundación Ellen MaCarthur. (2016). *The new plastics economy. Rethinking the future of plastics*. Ellen MaCarthur Foundation - World Economic Forum - McKinsey & Company.
- Fundación Heinrich Böll y Fundación Break Free From Plastic. (2019). *Atlas del Plástico. Datos y cifras sobre el mundo de los polímeros sintéticos*. (2da edición ed.). El Salvador: Fundación Heinrich Böll -

Break Free From Plastic. Recuperado el 22 de junio de 2021, de <https://mx.boell.org/sites/default/files/2020-12/Plastic%20Atlas%202019%20cambio.pdf>

- García Estrada, E., Hoyos Martínez, J. E., & Álvarez Vallejo, A. (2017). Comprensión como principio bioético de la permacultura en el planteamiento de proyectos ambientales. *Memorias del Congreso Internacional de Investigación Academia Journals Celaya. Tomo 11*, págs. 2172-2175. Celaya: Academia Journals. Recuperado el 15 de enero de 2022, de <https://www.academiajournals.com/pub-celaya-2018-1>
- García, J. M. (2014). *La Edad de los Polímeros. Un mundo de plástico*. Burgos, España: Universidad de Burgos. doi:10.13140/RG.2.1.4762.1845
- Gudynas, E., & Evia, G. (1993). *Ecología Social. Manual de metodologías para educadores populares*. Madrid: Editorial Popular-O.E.I-Quinto Centenario.
- Henfrey, T., & Penha-Lopes, G. (2018). *Permacultura y adaptación al cambio climático* (1ra en castellano ed.). (A. Merino Vicario, Trad.) Castellón, España: Editorial Kaicron SL. Recuperado el 25 de mayo de 2021
- Holmgren, D. (2002). *Permacultura. Principios y senderos más allá de la sustentabilidad*. (M. Desmous, Ed.) Buenos Aires, Argentina: Editorial Kraikon. Recuperado el 23 de agosto de 2021
- INECC/SEMARNAT. (2020). *Panorama General de las Tecnologías de el Reciclaje de Plásticos en México y en el Mundo*. México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado el 25 de junio de 2021, de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/608513/89_2020_Documento_Plastico.pdf
- Kwiecinski, Z., Kwiecinska, H., Botko, P., Wysocki, A., Jerzak, L., & Tryjanowski, P. (2006). Plastic strings as the cause of leg bone degeneration in the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Editorial Científica Bogucki*, 1-7.
- Lobato Gago, I. (2017). *Economía Circular. De la "eco-obligación" a la "eco- oportunidad"*. Autopublicaciones Tagus.
- Macnamara, L. (2012). *La Gente y la Premacultura*. (Edición Castellano 2019 ed.). Castellón, España: Kraicon.
- Madrigal Guzmán, J. F., & Ranganath, S. (2011). *Manual de plásticos para diseñadores*. San Luis Potosí, San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Recuperado el 3 de junio de 2020, de <http://evirtual.uaslp.mx/Habitat/innobitat01/CAHS/Art%C3%ADculos/MANUALES/Manual%20de%20Pl%C3%A1sticos%20para%20dise%C3%B1adores%20Shastri%20Corr%204.pdf>
- Mars, R., & Willis, S. (2021). *Cómo hacer tu vida más verde con la Permacultura*. Castellón, España: Ediciones Kaicron S.L.
- McDonough, W., & Braungart, M. (2005). *Cradle to Cradle (De la Cuna a la Cuna). Rediseñando la forma en que hacemos las cosas*. (1 ed.). (A. García Brage, Ed., & G. Pérez Van Kappel, Trad.) Aravaca, Madrid, España: McGraw-Hill/ Interamericana de España S. A. U. Recuperado el 5 de 12 de 2020, de https://proyectaryproducir.com.ar/public_html/Seminarios_Posgrado/Material_de_referencia/cradle-to-cradle-esp.pdf
- ONU Environmental Programme. (21 de octubre de 2021). *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP). Recuperado el 18 de diciembre de 2022, de ONU Programa para el Medio Ambiente: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/informe-de-la-onu-sobre-contaminacion-por-plasticos#:~:text=El%20informe%20destaca%20que%20el,y%2037%20millones%20de%20toneladas.>

- Parker, L. (19 de junio de 2017). *El 91 por ciento del plástico que se fabrica no se recicla: National Geographic*. Recuperado el 20 de enero de 2020, de National Geographic: <https://www.nationalgeographic.com/planeta-o-plastico/2018/06/el-91-por-ciento-del-plastico-que-se-fabrica-no-se-recicla>
- Parker, L. (2018 de octubre de 2018). *En un primer momento, los microplásticos encontrados en la caca humana: National Geographic*. Recuperado el 15 de diciembre de 2022, de National Geographic: <https://www.nationalgeographic.com/environment/article/news-plastics-microplastics-human-feces>
- Royer, S., Ferrón, S., Wilson, S., & Karl, D. (2018). Production of methane and ethylene from plastic in the environment. (U. o. P. Pardha-Saradhi, Ed.) *PLoS ONE*, 13(8).
- Scotti, A. (2004). El proceso de diseño en permacultura. *EcoHabitar*(2).
- SEOBirdLife y Ecoembes. (2019). *Informe Libera. Impacto del abandono del plástico en la naturaleza*. SEOBirdLife, Ecoembes. Recuperado el 15 de junio de 2021, de https://proyectolibera.org/wp-content/uploads/2019/03/Impacto-de-los-pl%C3%A1sticos-abandonados_LIBERA-def-1.pdf
- Texas A&M University. (17 de mayo de 2016). Can plastic program your baby to be obese? Chemical used in food processing. *ScienceDaily [en línea]*.
- Valencia-Avilés, E., Ignacio-Figueroa, I., Sosa-Martínez, E., Bartolomé-Camacho, M. C., Martínez-Flores, H.-E., & García-Pérez, M.-E. (Octubre-Enero de 2017). Polifenoles: propiedades antioxidantes y toxicológicas. *Revista de la Facultad de Ciencias Químicas*(16), 15-29. Recuperado el 2 de octubre de 2021, de <https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/29781/1/2.%201583-4794-2-PB.pdf>
- Vargas Isaza, C. A., Posada Correa, J. C., Jaramillo Zapata, L. Y., & García, L. A. (2015). Consumo de energía en la industria del plástico: revisión de estudios realizados. *CEA*, 1(1), 93-107. Recuperado el 27 de enero de 2021, de <https://core.ac.uk/download/pdf/236386074.pdf>
- Vázquez Morillas, A., Beltrán Villavicencio, M., Espinoza Valdemar, R. M., & Velasco Pérez, M. (enero de 2021). *El origen de los plásticos y su impacto en el ambiente: ANIPAC*. Recuperado el 20 de diciembre de 2022, de Asociación Nacional de Industrias del Plástico A. C.: [hrome-extension://efaidnbnmnnnhttps://anipac.org.mx/wp-content/uploads/2021/01/origendelosplasticos.pdf](https://efaidnbnmnnnhttps://anipac.org.mx/wp-content/uploads/2021/01/origendelosplasticos.pdf)

EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE CROMO EN MICROPLÁSTICOS SIMULANDO CONDICIONES MARINAS

Torres Hernández Yaret Gabriela¹ *; Álvarez Zeferino Juan Carlos²; Beltrán Villavicencio Margarita³; Vázquez Morillas Alethia⁴

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo No. 180, Azcapotzalco, Ciudad de México, C.P. 02200. México
yaghetto@gmail.com

Resumen

La contaminación es un tema a nivel mundial, sobre todo por las afectaciones a los diferentes ecosistemas. Tal es el caso de la contaminación marina, donde uno de los factores más persistentes son los residuos plásticos, los cuales al ser sometidos a diversos factores ambientales sufren degradación y forman microplásticos. Éstos al estar en contacto con otros contaminantes hidrofóbicos presentes en el mar, tales como hidrocarburos, plaguicidas, metales pesados, y fármacos, tienden a adsorberlos. El presente estudio tuvo como objetivo determinar la adsorción de cromo presente en agua (con diferentes concentraciones: 1, 10 y 20 mg Cr/L agua) en microplásticos (MP) (PP, PEBD, PVC, PET, PEAD, PS). Los MP fueron obtenidos de plásticos comerciales, con y sin degradación previa. Los MP con degradación se prepararon en una cámara de intemperismo sometidos a radiación UV, temperatura y humedad. Posteriormente, ambas condiciones experimentales, se pusieron en contacto con el agua con cromo, simulando condiciones marinas (agua de mar sintética y aireación) con tres réplicas. La cuantificación de Cr fue evaluada mediante espectroscopía de absorción atómica. Los resultados mostraron, que a mayor concentración, mayor adsorción del contaminante. Con la concentración de 20 mg Cr/L agua y MP sin degradar, se tuvo un orden de adsorción PEBD>PS>PVC>PP con valores de 241.9, 166.7, 152.9, y 139.2 mg de Cr/kg de MP. Para la concentración de 20 mg/L y MP degradados la adsorción siguió el orden, PP>PVC>PEBD >PS, los valores obtenidos fueron de 239.8, 234.61, 223.5 y 174.6 mg de Cr/kg de MP. Finalmente se realizó un experimento para determinar la cinética de adsorción, en todos los casos se obtuvo de segundo orden. La adsorción de cromo en los microplásticos, es un hallazgo importante dado que este metal se bioacumula, en distintos seres vivos afectando la cadena trófica.

Palabras clave: plásticos; metales pesados; cinética; degradación.

1. Introducción

El comportamiento de los metales pesados y sus efectos sobre el medio marino resulta relevante, debido principalmente a su persistencia. Son considerados elementos no degradables, en forma de cationes pueden generar nuevos enlaces con pequeñas cadenas de carbono, lo cual les permite bioacumularse en los organismos marinos (Shahidul Islam y Tanaka, 2004). Destacan por su toxicidad y abundancia en el ambiente tales como el mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr), cobre (Cu), y zinc (Zn). Su presencia en gran parte, se debe al crecimiento de los asentamientos urbanos y el desarrollo económico de las comunidades, lo anterior provoca emisiones al ambiente, mismas que representan del 60 al 95%, de acuerdo con Philips y Rainbow, 1994. Y actividades como la industria de manufactura, minería, agricultura, también contribuyen. En particular en México, se ha evaluado la presencia de metales pesados

en diversas zonas costeras como Campeche (Vazquez and Sharma, 2004), Sonora (García-Rico et al., 2011), Sinaloa (Frías-Espericueta et al., 2009), en todos los casos se reporta un alto impacto de contaminación debido a elevadas concentraciones de metales pesados. El cromo, se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza, en el agua, el aire, y la corteza terrestre, e incluso en el cuerpo humano. Es de vital importancia para regular el metabolismo del colesterol, insulina y homeostasis de glucosa, principalmente en forma trivalente que es la más estable. Sin embargo, existe también en forma hexavalente, la cual es mucho menos estable y más reactiva biológicamente, las fuentes de este tipo de forma provienen de emisiones industriales, lodos de perforación, incineración de residuos sólidos y combustión de combustibles fósiles principalmente (Botello et al., 2005). En el cuerpo humano el cromo VI, una vez absorbido y entrando al torrente sanguíneo es rápidamente reducido a la forma cromo III pero debido a que presenta diferente solubilidad, y rapidez de absorción provoca un daño severo a órganos como riñones y tejidos (Franchini y Mutti, 1988; Godoy et al., 2019). Estudios en animales revelan su potencial carcinogénico y se han encontrado en cavidades orales y tumores asociados a la presencia de níquel y cromo en Taiwán (Tseng et al., 2018). Desafortunadamente, en el medio acuático la forma hexavalente es la que predomina, y al estar en contacto con otros contaminantes, tales como microplásticos (MP), los cuales pueden provenir de la degradación de residuos plásticos o bien ser fabricados ya de este tamaño, se combinan formando una fuente potencial de alimento para diferentes organismos; por lo que la adsorción de este metal por microplásticos es un tema de interés en los últimos años, ejemplo de ello son las investigaciones de (Liao and Yang, 2020), quienes estudiaron la desorción de Cr (III) y Cr (VI) adsorbidos en diferentes microplásticos (PE, PP, PS, PVC y PLA) y dentro de un simulador del sistema gástrico humano, encontraron que el Cr se libera principalmente en el estómago durante la digestión, razón por la cual se encuentra rápida y ampliamente biodisponible. En el presente trabajo se investigó la adsorción de Cr en concentraciones de 1, 10 y 20 mg Cr/L, en MP, estas concentraciones son superiores a las que se encuentran en un medio natural, sin embargo, fueron seleccionadas a fin de determinar la máxima cantidad de metal que puede ser adsorbido en microplásticos provenientes de productos comerciales. Una primera etapa, consistió en colocar los microplásticos en reactores simulando un ambiente marino contaminado con sales de cromo. En una segunda etapa, los microplásticos que presentaron mayor adsorción durante la primera etapa fueron expuestos a un envejecimiento artificial en agua de mar y posteriormente sometidos al proceso descrito anteriormente para adsorción de cromo únicamente para la concentración de 10 mg/L.

2. Metodología

Se prepararon muestras de 6 diferentes plásticos provenientes de productos comerciales, seleccionados por su abundancia (figura 1): polietileno de alta densidad (PEAD), de envases de leche (LALA®), polietileno de baja densidad (PEBD), de bolsas para basura (BIOFLEX®), polipropileno (PP) de popotes (Neón Biodegradables REYMA®), poliestireno (PS) de envases de YAKULT®, policloruro de vinilo (PVC) de inflable BESTWAY® y tereftalato de polietileno (PET) de envases de agua SANTA MARÍA®.

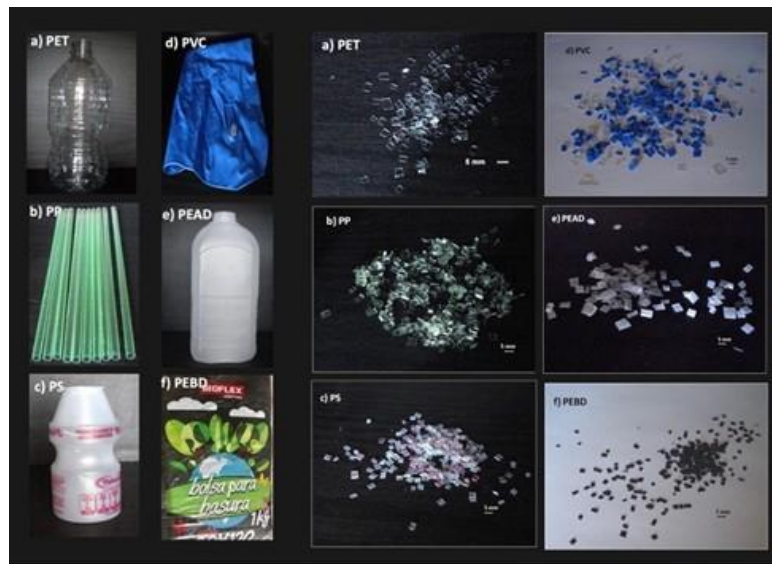


Figura 1. Productos comerciales para la obtención de microplásticos.

A partir de dichos productos, se cortaron 60 g de cada plástico con un tamaño de 5 mm o menos para ser considerados microplásticos, posteriormente fueron tamizados con número de malla 4, correspondiente a 4.75 mm.

2.1 Adsorción de Cr en los microplásticos

Se realizó el montaje del experimento de tal forma que simulara las condiciones del mar, (agua de mar sintética y aireación). Los microplásticos se pusieron en contacto, por separado, con una solución simulada de agua de mar sintética (Cifuentes et al., 1997).

El presente estudio se llevó a cabo en dos etapas, la etapa 1 consistió en poner las muestras de microplásticos en contacto con la solución de agua de mar contaminada con cromo, a partir de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), sal que contiene el metal contaminante a analizar con 3 diferentes niveles de concentración (1, 10 y 20 mg/L) por siete días. Las pruebas se llevaron a cabo en reactores de 500 mL que contienen 150 mL de agua de mar sintética con el contaminante correspondiente, y un 1% en masa de microplástico.

Se mantuvo una aireación constante para simular las condiciones presentes en el mar, como se ilustra en la figura 2.



Figura 2. Montaje de los reactores para las pruebas de adsorción de cromo

2.2. Degradación abiótica de los microplásticos

La segunda etapa se realizó sólo con los microplásticos que presentaron mayor adsorción en la primera etapa (polietileno de baja densidad (PEBD), polipropileno (PP), poliestireno (PS) y policloruro de vinilo (PVC)). Dichos microplásticos, fueron sometidos a un proceso de degradación abiótica, en una cámara de intemperismo acelerado, para ello fueron colocados en peceras con 4L agua de mar simulada y posteriormente introducidas en la cámara que cuenta con radiación UV (figura 3), para simular las condiciones ambientales de una forma intensificada, con el fin de iniciar el proceso de degradación de los microplásticos, durante siete días. Posteriormente se sometieron al proceso de adsorción de cromo descrito en la etapa I.



Figura 3. Realización del proceso de degradación en cámara de intemperismo acelerado.

2.3. Cinética de adsorción de los microplásticos

Se siguió la misma metodología descrita en las etapas anteriores, y se trabajó con una concentración de 10 mg Cr/L de agua. Se tomaron 20 mL de muestra cada 3, 6, 9, 12, 16, 24, y 48 h para determinar la cinética de adsorción de cromo en los MP, realizando cada prueba por triplicado.

2.4. Determinación de la concentración remanente de cromo

Las cuantificaciones de los analitos se realizaron empleando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Agilent, modelo 55 AA, (U.S.A), se establecieron los parámetros instrumentales en el Software Spectr AA Versión 5.1. Entre los parámetros importantes debe mencionarse que se usaron 3 réplicas tanto para estándares como para las muestras con una duración de 5 segundos por lectura con un tiempo de homogenización de 10 segundos para que la muestra ingrese al quemador; con una calibración lineal. Para obtener la concentración adsorbida de contaminante en los microplásticos se utilizó la ecuación 1.

$$qe = \frac{V(C_0 - C_e)}{M} \quad (1)$$

Donde, qe : masa de contaminante adsorbida / masa de MP (mg/kg), V : volumen de solución (L), C_0 : concentración inicial del contaminante en solución (mg/L), C_e : concentración del contaminante en el equilibrio en solución (mg/L), M = masa de MP (kg)

3. Resultados

3.1 Adsorción de cromo en los microplásticos sin degradación

En la Tabla 1 se muestra la concentración adsorbida de Cr en los microplásticos a las concentraciones de trabajo, estos resultados se obtuvieron al realizar el balance de materia, de acuerdo con la ecuación 1.

Tabla 1. Concentración de cromo adsorbida en los microplásticos sin degradación.

Tipo de plástico	Masa de contaminante adsorbida [mg de Cr/ kg de MP]					
	1 mg/L	Desv. est.	10 mg/L	Desv. est.	20 mg/L	Desv. est.
PEAD	12.9	±2.95	162.8	±36.50	161.9	±15.30
PEBD	17.7	±3.41	222.5	± 29.72	241.9	±16.82
PET	5.9	±2.12	96.2	±39.6	97.1	±13.52
PP	14.7	±2.25	196.2	± 26.10	139.2	±12.05
PS	14.6	±2.75	195.4	± 22.30	166.7	± 48.71
PVC	13.02	±4.28	226.3	±44.96	152.9	±5.25

Los plásticos que presentaron mayor adsorción fueron: PEBD>PS>PVC>PP con valores de 241.9, 166.7, 152.9, y 139.2 mg de Cr/kg de MP respectivamente para la concentración de 20 mg/L, por ello fueron seleccionados para realizar las siguientes etapas experimentales. Es notable la tendencia en general de los MP al incrementar la concentración del contaminante, presentan mayor adsorción. Los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado por Gao et al., 2021) y Wang et al., 2020; la adsorción se atribuye a puentes de hidrógeno, e interacciones electrostáticas dadas por los grupos funcionales presentes en la superficie de los microplásticos, con los iones en la solución salina. Se ha reportado que diferentes plásticos tienen diferente capacidad de adsorción, debido al tipo de superficie, porosidad, sitios activos e incluso la polaridad de los plásticos (Bradney et al., 2019), que son factores importantes que influyen el comportamiento de adsorción en un ambiente marino.

3.2 Adsorción de cromo en los microplásticos con degradación abiótica

A partir de los resultados anteriores, se seleccionaron los 4 plásticos que presentaron la mayor adsorción, en la Tabla 2 se muestra la concentración adsorbida de Cr en los microplásticos a las diferentes concentraciones de trabajo.

Tabla 2. Concentración de cromo adsorbida en los microplásticos con degradación abiótica por 7 días.

Tipo de plástico	Masa de contaminante adsorbida [mg de Cr/ Kg de MP]					
	1 mg/L	Desv. est.	10 mg/L	Desv. est.	20 mg/L	Desv. est.
PEBD	17.9	±1.77	156.7	± 21.6	223.5	±16.82
PP	16.3	±1.26	126.9	± 7.18	239.8	±12.05
PS	19.65	±1.44	157.9	± 15.35	174.36	± 18.61
PVC	15.2	±2.85	127.61	±21.17	234.61	±5.25

En este caso, el orden de adsorción fue: PP>PVC>PEBD >PS, y los valores obtenidos de 239.8, 234.61, 223.5 y 174.6 mg de Cr/kg de MP. Al igual que en el caso de los MP sin degradación, la tendencia general es de un incremento en la adsorción de contaminante conforme se incrementa la concentración del mismo en la solución salina. Para el caso de 1 y 20 mg/L resulta relevante el incremento en la cantidad de contaminante

adsorbido respecto del mismo plástico sin ningún tipo de tratamiento. Esto se debe a que, al ser sometidos a un proceso de degradación, la superficie de los MP probablemente presente características como fracturas, poros, e irregularidades que inicialmente no tenía, incrementando su capacidad de adsorber el contaminante (Gao et al., 2021). En el caso de la concentración de 10 mg/L, los valores de adsorción, son menores que para el mismo plástico sin degradación. Algunos autores señalan que este comportamiento puede deberse a variaciones en la desorción por diversos factores, tales como el tipo de disolución o el tipo de MP. Este comportamiento se ha investigado también con otros metales pesados, como cadmio y plomo los cuáles presentan variaciones en sus valores de adsorción, que se atribuyen a fenómenos de desorción y son diferentes al estar los MP envejecidos (Fan et al., 2021).

Para la determinación de la cinética, se decidió trabajar a una concentración de 10 mg/L de Cr porque una concentración de 20 mg/L se considera muy alta para presentarse en condiciones reales en agua de mar.

3.2 Cinética de adsorción de cromo en los microplásticos sometidos a degradación abiótica.

En la figura 4, se muestran los datos experimentales obtenidos a), así como los ajustes de los modelos correspondientes a: b) de primer orden, c) segundo orden y d) a una isoterma de Langmuir, asumiendo la adsorción monocapa en una superficie homogénea.

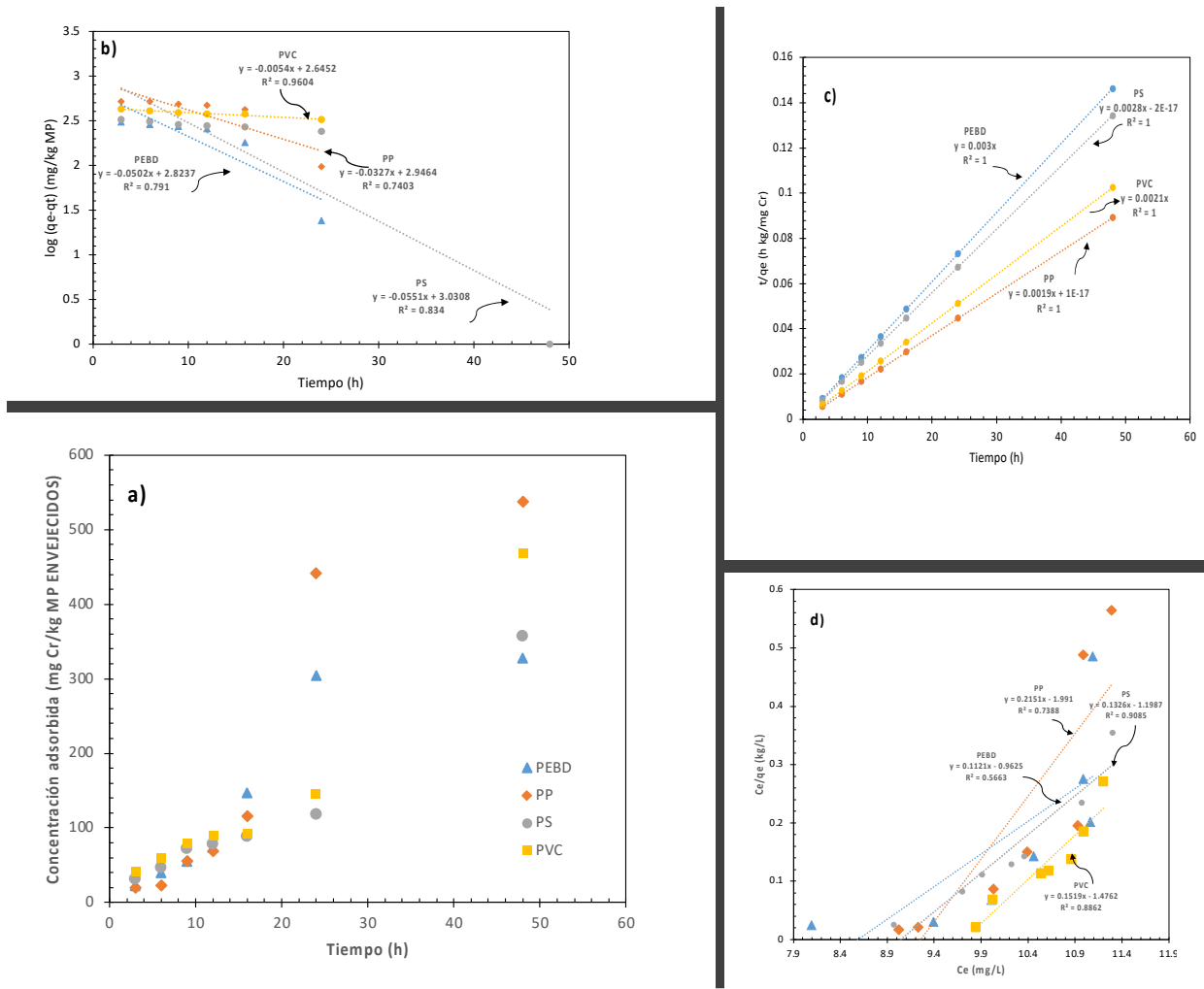


Figura 4. a) Datos experimentales para adsorción de Cr, b) Modelo de primer orden c) Modelo de segundo orden d) Modelo de Langmuir.

Es clara la influencia del tiempo en la adsorción de cromo, dado que existe una tendencia en la cantidad de cromo presente en los MP, siendo directamente proporcional. Dicho resultado concuerda con los reportado por Ahechti et al., 2022 y Godoy et al., 2019. En este caso el modelo que tuvo el mejor ajuste fue el de segundo orden, en la Tabla 3 se muestran los valores de los parámetros obtenidos para los distintos modelos cinéticos.

Tabla 3. Parámetros calculados para los diferentes modelos cinéticos (Cr).

Modelo	Qe (mg/Kg MP)	Primer Orden		Segundo Orden		Langmuir		
Tipo de plástico		k (1/h)	R ²	K (kg/mg h)	R ²	k(L/kg)	α (mg/L)	R ²
PEBD	327.9	0.0502	0.79	0.003	1	1.0390	1.0390	0.5663
PP	538	0.0327	0.74	0.002	1	0.5022	17.9609	0.7388
PS	357.2	0.0551	0.83	0.003	1	0.8342	7.4828	0.9085
PVC	468.2	0.0054	0.96	0.002	1	0.6741	6.6331	0.8862

4. Conclusiones

El cromo es fácilmente adsorbido por plásticos, tales como PEBD, PP, PS y PVC, esta afinidad se incrementa con la degradación de la superficie de los mismos, como resultado de la exposición ambiental, simulada en este caso. En general a mayor concentración de contaminante en la solución salina, mayor es la adsorción en el MP ya sea con o sin degradación. Con la concentración de 10 mg/L específicamente no se cumple que los MP degradados presenten mayores valores de adsorción, lo cual se explica por los fenómenos de adsorción y desorción que se dan durante el proceso. En cuanto a la cinética, el modelo que mejor ajuste tuvo fue el de segundo orden, y se corroboró que a los tiempos estudiados, a mayor tiempo de contacto de los MP con la solución contaminada, mayor adsorción presentan los MP.

Referencias

- Ahechti, M., Benomar, M., El Alami, M., Mendiguchía, C., 2022. Metal adsorption by microplastics in aquatic environments under controlled conditions: exposure time, pH and salinity. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 102, 1118–1125. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1733546>
- Botello, A. V., Rendón, V.O., Gold-Bouchot, G., Agráz-Hernández, C., 2005. Golfo de México: Contaminación e Impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, 2nd ed.
- Bradney L, Wijesekara H, Palansooriya K.N., 2019. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environ Int.*;131:104937. doi:10.1016/j.envint.2019.104937
- Cifuentes, J.L., Torres, M. del P., Frías, M., 1997. El océano y sus recursos II. Las ciencias del mar: oceanografía geológica y oceanografía química, 2nd ed.
- Fan, X., Ma, Z., Zou, Y., Liu, J., Hou, J., 2021. Investigation on the adsorption and desorption behaviors of heavy metals by tire wear particles with or without UV ageing processes. *Environ. Res.* 195, 110858. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110858>
- Franchini, I., Mutti, A., 1988. Selected toxicological aspects of chromium (VI) Compounds. *Sci. Total Environ.* 71, 379–387.
- Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, I., Bañuelos-Vargas, I., López-López, G., Muy-Rangel, M.D., Izaguirre-Fierro, G., Rubio-Carrasco, W., Meza-Guerrero, P.C., Voltolina, D., 2009. Cadmium, Copper, Lead and Zinc Contents of the Mangrove Oyster, *Crassostrea corteziensis*, of Seven Coastal Lagoons of NW

- Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 83, 595–599. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9828-z>
- Gao, X., Hassan, I., Peng, Y., Huo, S., Ling, L., 2021. Behaviors and influencing factors of the heavy metals adsorption onto microplastics: A review. *J. Clean. Prod.* 319, 128777. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128777>
- García-Rico, L., Tejeda-Valenzuela, L., Jara-Marini, M.E., Gómez-Álvarez, A., 2011. Dissolved and particulate metals in water from Sonora Coast: a pristine zone of Gulf of California. *Environ. Monit. Assess.* 176, 109–123. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1570-9>
- Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Martín-Lara, M.A., 2019. The potential of microplastics as carriers of metals. *Environ. Pollut.* 255, 113363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363>
- Liao, Y., Yang, J., 2020. Microplastic serves as a potential vector for Cr in an in-vitro human digestive model. *Sci. Total Environ.* 703, 134805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134805>
- Philips, D.J., Rainbow, P.S., 1994. Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. *J. Appl. Toxicol.* 14, 315–316. <https://doi.org/10.1002/jat.2550140415>
- Shahidul Islam, M., Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 624–649. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>
- Tseng, C.-H., Lei, C., Chen, Y.-C., 2018. Evaluating the health costs of oral hexavalent chromium exposure from water pollution: A case study in Taiwan. *J. Clean. Prod.* 172, 819–826. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.177>
- Vazquez, F.G., Sharma, V.K., 2004. Major and trace elements in sediments of the Campeche Sound, southeast Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 87–90. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00328-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00328-X)
- Wang, J., Guo, X. 2020. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous Materials*, 390, 122156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>

SESIÓN S4-1

CONSTRUCCIÓN/RCD II



INFLUENCIA DE LA EXPLOTACIÓN EN LAS EMISIONES DE UN VERTEDERO DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN

López Martínez, Ana^{1*}; Esteban García, Ana Lorena¹; Lobo García de Cortázar, Amaya¹

¹Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España

*lopezan@unican.es

Resumen

En este trabajo se analizan los principales datos de seguimiento de un vertedero que recibe fundamentalmente residuos procedentes de plantas de tratamiento de residuos de construcción y demolición (RCD). El seguimiento incluye el análisis de muestras periódicas del lixiviado producido y del biogás contenido en el interior de la masa de residuos, así como la lectura de temperatura en los instrumentos instalados en distintos puntos y niveles dentro del material vertido.

En los 16 años que lleva en explotación, el vertedero ha pasado por diferentes fases de operación. Durante los primeros años recibió todo tipo de residuos procedentes de varias pequeñas plantas de tratamiento de RCD. Posteriormente se realizaron labores de minería del residuo, en las que se extrajeron materiales valorizables por incineración. Después se mantuvo varios años sin recibir ningún tipo de residuo, hasta que en los últimos años ha recuperado la actividad, recibiendo con regularidad escorias procedentes de una incineradora de residuos urbanos y restos de placas de cartón yeso procedente de plantas de tratamiento de RCD. Además, también ha recibido ocasionalmente residuos procedentes de la limpieza urbana tras fuertes inundaciones. En paralelo, la gestión del lixiviado generado durante la explotación ha ido experimentando cambios que han resultado determinantes en la evolución de la calidad del mismo y en el gas generado.

Los resultados muestran el efecto de las decisiones de operación sobre las emisiones del vertedero.

Palabras clave: monitorización; lixiviado; biogás; temperatura; vertedero

1. Introducción

De acuerdo con las directrices marcadas por Europa, actualmente se pretende reducir la cantidad de RCD eliminado en vertedero para promover su reciclado (Ministerio de la Presidencia, 2008). Para ello se han puesto en marcha gran número de plantas de tratamiento de RCD. Los rechazos de estas plantas constituyen un caso particular de RCD: características como el tamaño de la partícula o la proporción de los materiales, cambian en comparación con los RCD tradicionales. En este tipo de residuo el contenido en materia orgánica puede ser significativamente mayor y como consecuencia de ello, si se deposita en vertedero la contaminación orgánica en el lixiviado y el biogás pueden ser problemáticas, como ocurre en otro tipo de vertederos.

El objetivo de este estudio es presentar los principales resultados de seguimiento ambiental de un vertedero de RCD (calidad del lixiviado y del biogás y temperatura dentro de la masa de residuos) y analizar su relación con las distintas etapas de explotación por las que ha pasado a lo largo de los años.

2. Descripción del vertedero

El vertedero en estudio se construyó en 2005 para recibir los rechazos de varias plantas de recuperación de RCD en una región mediterránea de Europa una temperatura media anual de aproximadamente 18°C. Tiene una superficie aproximada de 45000 m², divididos en dos vasos (Vaso 1 y Vaso 2) con impermeabilización de fondo de acuerdo con la normativa europea (Consejo Europeo, 1999). El sistema de recolección de lixiviado consiste en una capa de grava con una tubería de polietileno que recolecta el lixiviado y lo dirige a la arqueta de recolección. La precipitación neta anual en la zona es negativa (615 mm de precipitación y 938 mm de evapotranspiración potencial, valores medios en los últimos 5 años). Teniendo en cuenta este hecho, el lixiviado se almacena dentro del vertedero y en balsas externas, desde donde se envía a tratamiento conjunto con aguas residuales urbanas en varias estaciones depuradoras (EDAR) cercanas (López y Lobo, 2014).

La explotación del vertedero comenzó en el año 2006, recibiendo todo tipo de residuos procedentes de varias pequeñas plantas de tratamiento de RCD hasta julio de 2009. Entre 2011 y 2012 se realizaron labores de minería del residuo durante las cuales se extrajeron 100213 T para valorización por incineración. Desde 2010 el vertedero quedó inactivo, hasta abril de 2017 en el que empezaron los vertidos de restos de placas de cartón-yeso, en el Vaso 1 del vertedero, y escorias. Además, también ha recibido ocasionalmente residuos procedentes de la limpieza urbana tras fuertes inundaciones, y en los últimos 2 años se ha añadido árido natural para recrecer los taludes del vertedero en su expansión vertical. Actualmente cuenta con aproximadamente 521000 m³ de material depositado, entre los que destacan las 33120 T de placas de cartón-yeso y las 338400 T de escoria depositadas en los últimos seis años.

El manejo de lixiviado hasta principios de 2013 se realizó mediante extracción y almacenamiento en la balsa de lixiviado, para posteriormente recircularlo sobre el vaso. A mediados de 2013 se suspendió la recirculación y se comenzó a enviar el lixiviado a tratamiento conjunto en una EDAR cercana. A finales de 2014 se interrumpieron los envíos a EDAR y desde 2015 a 2018 se mantuvo el lixiviado almacenado en el fondo del vaso. Entre 2019 y 2020 se extrajo el lixiviado del vertedero, manteniéndose sin acumulación de lixiviado en el fondo desde entonces.

3. Metodología

El Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria realiza un seguimiento ambiental del vertedero desde el comienzo de su operación. El seguimiento incluye tareas como la caracterización del lixiviado y las emisiones de gas, además del control in situ de otras variables (calidad del lixiviado o gas y temperatura en varios puntos dentro del vertedero) y la evaluación de otra información de explotación.

Durante la explotación se instalaron 6 tomamuestras de líquido/gas en contacto con el residuo que quedó enterrado. El líquido o el gas que se acumula en estos tomamuestras se extrae del interior del vertedero mediante bombeo para su análisis. En el Vaso 1 se instalaron 4 tomamuestras en distintos puntos, LG 1-2 y LG 2-2 a 6,5 m sobre el fondo y LG 1-3 y LG 2-3 a 14 m. En el Vaso 2 se instalaron 2, LG 3-1 y LG 4-1, a 0,5 m sobre el fondo (ver Figura 1).

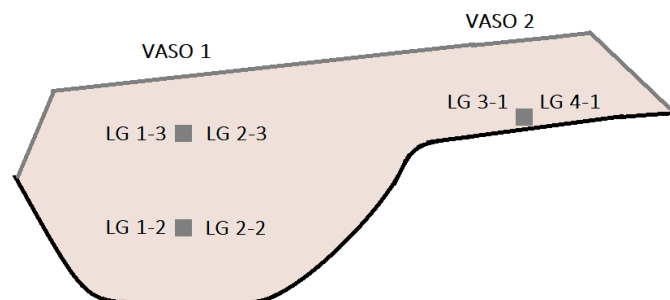


Figura 1. Esquema de la situación de los puntos de muestreo en el vertedero

Para caracterizar el biogás recogido de los tomamuestras se han empleado los equipos GA2000 y GA 5000, de Geotechnical Instruments, que miden CH₄, CO₂, O₂, y SH₂. La frecuencia de muestreo ha variado en este tiempo, empezando de forma trimestral, luego semestral y anual los dos últimos años. Durante el seguimiento no se han obtenido muestras líquidas en los tomamuestras, sólo gas.

Desde junio de 2007 se analizan muestras de lixiviado tomadas en la arqueta de recolección con diferentes frecuencias según la fase de explotación. Inicialmente se analizaban mensualmente, posteriormente cada dos meses, tras la interrupción de la explotación de forma semestral, y en los dos últimos años anual. Estos análisis incluyen, entre otros parámetros, pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO₅), nitrógeno amoniacal (N-NH₄), alcalinidad, sulfatos, sólidos totales (ST) y concentraciones de sales y metales pesados.

4. Resultados

4.1 Lixiviado

La Tabla 1 presenta los rangos (y el valor medio) de los resultados observados en alguno de los parámetros analizados en el lixiviado en estos años, en comparación con los publicados en otros estudios de vertederos similares. Los valores medios observados en este vertedero son generalmente mayores que los valores medios de referencia de otros vertederos de RCD, como corresponde a un vertedero seco como el estudiado. En otros casos, como el presentado por (Weber et al., 2002) circulan entre 450 y 900 L/mes de agua por tonelada de residuo, mientras que en éste la mayor cantidad de lluvia mensual que se ha recibido fue de 46 L/T (octubre de 2018).

Similar a otros lugares, los valores de pH obtenidos en cada muestra se mantienen en el rango neutro - básico (entre 6,8 y 8,6), lo que se corresponde con la elevada alcalinidad encontrada (una media de 4800 mg CaCO₃/L). Esta cantidad de sales puede proceder de la disolución de los carbonatos procedentes de los hormigones y áridos depositados. Además, puede estar favorecida por las labores de minería que dejaron en el vertedero los materiales más finos, y por el tiempo en el que parte del Vaso 1 ha estado saturado, provocando que el tiempo de contacto del material depositado con el lixiviado aumente.

Tabla 1. Comparación de lixiviado: vertedero estudiado - otros vertederos de RCDs

Parámetro	Unidad	Vertedero estudiado	(U.S. EPA, 1995)	(Melendez, 1996)	(Townsend et al., 2000) y (Weber et al., 2002)
pH		6,8-8,6 (7,8)	6,2-8	4,5-8,0 (7,0)	6,1-7,9 (6,9)
OD	mg/L	0-3,6 (1,2)			0,1-1,6 (0,5)
Conductividad	mS/cm	5,8-23,7 (12,0)		(1,7)	1,1-3,1
DQO Total	mg/L	775-9636 (2444)	11200	11200 (755)	115-700
DBO ₅ bruta	mg/L	70-600 (287)	320	920 (87)	
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	1800-10500 (4793)	6520	938-6520 (965)	210-960 (530)
N-NH ₄	mg/L	92-2000 (760)	305	305 (13)	<1-4
Sulfatos	mg/L	5-1363 (419)	2700	11,7-1700 (254)	310-1370 (880)
SD	mg/L	3412-10532 (6208)	8400	990-8400 (2263)	970-3310 (2120)
Calcio	mg/L	6-608 (107)	600	90-600 (270)	225-690 (470)
Sodio	mg/L	206-2500 (873)	1510	11-1290 (163)	19-100 (43)
Cromo	µg/L	5-810 (184)	250	250	6-75 (18)
Cadmio	µg/L	< 1-182 (16)	2050	2050 (32)	ND
Cobre	µg/L	< 5-87 (32)	620	5-620 (20)	6 - 1740 (92)
Plomo	µg/L	< 8-3119 (634)	2130	5-2130 (9)	<1-14 (4)
Arsénico	µg/L	5-724 (175)	120	1-77 (12)	<10-148 (44)

Como en otros vertederos, se han detectado distintos metales pesados en el lixiviado. En comparación con los valores encontrados en otros estudios, destacan las concentraciones de cromo y plomo, junto con la de arsénico. El plomo puede provenir de barnices y pinturas, utilizados antiguamente para recubrir superficies de madera y otros materiales. Los otros dos elementos se pueden deber a la degradación del tratamiento de maderas con arseniato de cobre cromatado y cobre (CCA-arsenato), como se ha explicado en otros estudios (Weber et al., 2002). La menor presencia de Cu encontrada en este caso, respecto a los estudios de referencia, puede deberse a su combinación con compuestos reducidos de azufre formando precipitados muy insolubles que permanecen en los residuos dentro del vertedero (Dubey et al., 2009; Jambeck et al., 2008; Weber et al., 2002).

La evolución de la conductividad y la concentración del N-NH₄ en el lixiviado (Figura 2) ha sido similar a lo largo de los años de estudio. Durante los primeros años de explotación presenta una tendencia moderada al alza, mostrando desde 2010 un aumento de las concentraciones más rápido, hasta 2014. Desde este momento, entre 2015 y 2019, el lixiviado se mantiene dentro del vaso, en contacto con los residuos, lo que aumenta significativamente las concentraciones de estos parámetros, debido a una mayor disolución de los compuestos solubles presentes en los residuos y la biodegradación favorecida por un mayor contenido de humedad. En la analítica de los dos últimos años (2019 a 2021) se observa el efecto de la extracción del lixiviado: parámetros como la conductividad y el N-NH₄, se estabilizan, lo que parece indicar que se han reducido los fenómenos de arrastre de contaminantes al disminuir el contacto del residuo con el agua.

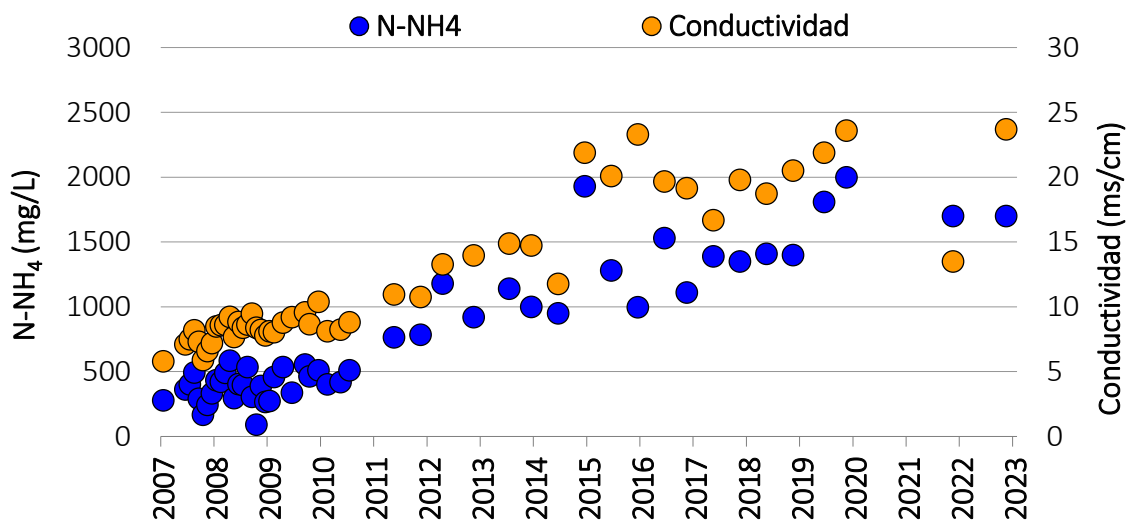


Figura 2. Evolución del N-NH₄ y la conductividad en el lixiviado

Tras los dos primeros años de explotación, en que se registran las mayores concentraciones de contaminación orgánica, representada por la DBO₅ y la DQO del lixiviado (Figura 3), ésta presenta una tendencia similar a los parámetros comentados hasta el paro de la explotación, en 2009. A partir de entonces las concentraciones de estos dos parámetros aumentan hasta alcanzar valores cuatro veces superiores en la época en la que no se extraía lixiviado. Al igual que en el caso anterior, en los últimos años las concentraciones se estabilizan.

Por el contrario, la evolución de la concentración del azufre en los primeros años de la explotación hasta que cesó la extracción del lixiviado en 2015 fue en aumento (ver Figura 4). Posteriormente, empezó a disminuir hasta que en los dos últimos años de saturación del vertedero (2017-2018), alcanzó las concentraciones más bajas de todo el periodo estudiado. Este hecho puede ser debido a que, al haber estado almacenado el lixiviado en el interior, los sulfatos en contacto con materia orgánica se degradaban y convertían en H₂S u otros compuestos reducidos. En los últimos años, al haber continuado el vertido de

los restos de placas de cartón-yeso sin mantener lixiviado retenido en el vaso, el sulfato disuelto no se degrada en su totalidad y por ello aumenta su concentración en el lixiviado extraído.

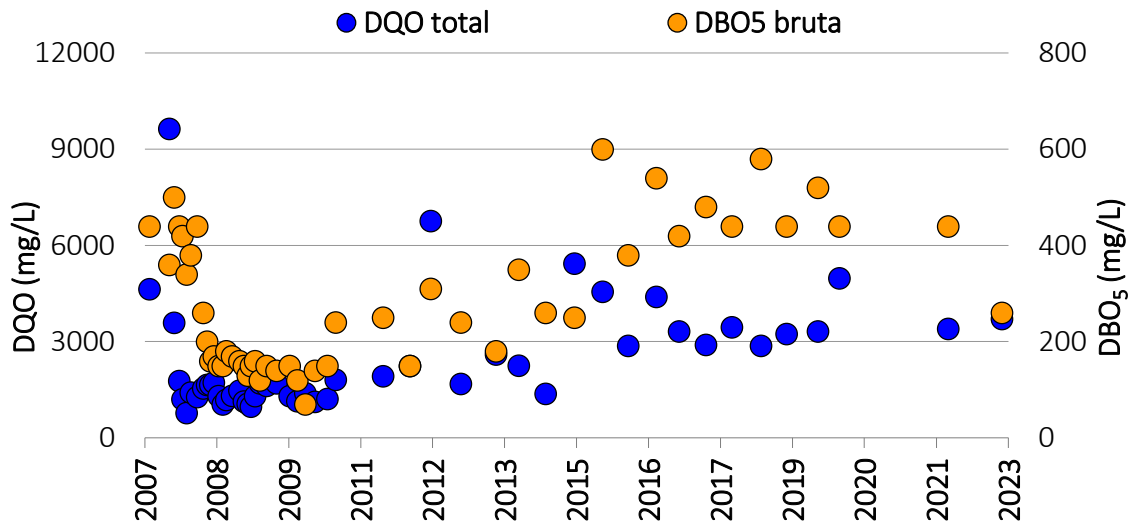


Figura 3. Evolución de la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal en el lixiviado

En el caso del Ca, su concentración descendió en los primeros años, hasta el año posterior al cese de los residuos (2010) recuperándose después hasta llegar al periodo de acumulación de lixiviado en el vaso. En estos años de saturación del vertedero, el Ca presenta las concentraciones más bajas debido probablemente a que estaba agotado la reserva de este compuesto en el interior del vertedero. Sin embargo, al igual que en el caso del azufre, la principal aportación de Ca en los últimos años son las placas de cartón-yeso y ello se refleja en las dos últimas muestras, en que la concentración aumenta ligeramente. La concentración de Na en el lixiviado ha experimentado en todo momento una tendencia al alza a pesar de los cambios que ha habido en la explotación. Esto indica que existe Na disponible tanto en los residuos depositados inicialmente como en los vertidos de los últimos años.

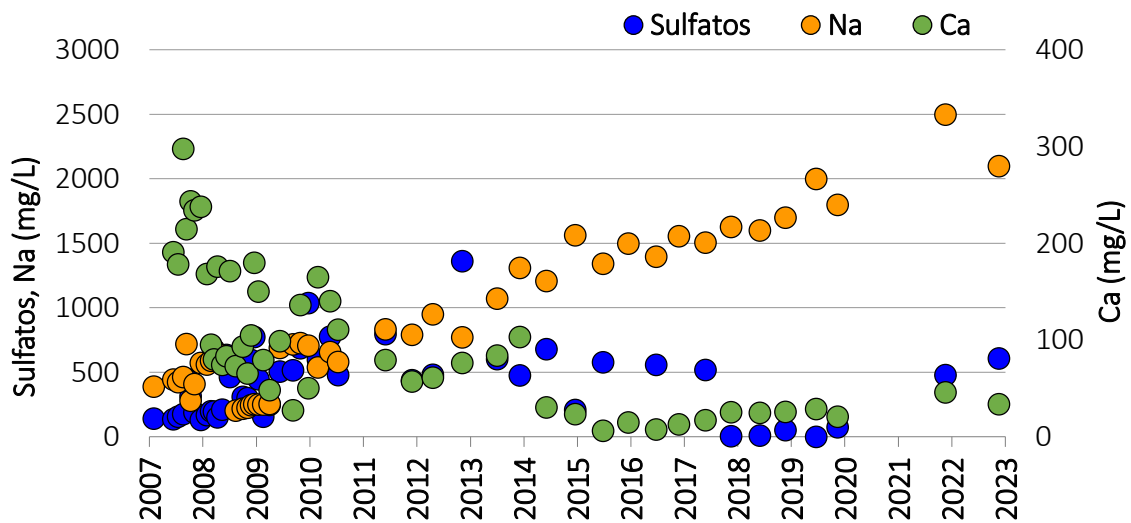


Figura 4. Evolución de la concentración de sulfatos, Na y Ca en el lixiviado

4.2 Biogás

En las campañas de control de la calidad de aire realizadas durante estos años no se han detectado concentraciones apreciables de gases de vertedero. Sin embargo, el análisis del gas captado desde los

tomamuestras instalados en el interior del residuo sí han permitido detectar cierta actividad anaeróbica, en correspondencia con las características del lixiviado y su elevado tiempo de retención, que favorece la descomposición de los contaminantes disueltos. La Figura 5 muestra la evolución de la concentración de CH₄ registrada en los tomamuestras LG 1-2, LG 1-3 y LG 4-1 a lo largo del tiempo: para no complicar la gráfica, se han elegido estos puntos como representativos de las distintas capas en las que se ha instalado instrumentación dentro del vertedero. Como se aprecia, en estos puntos interiores se alcanzan concentraciones máximas de casi el 50% de CH₄.

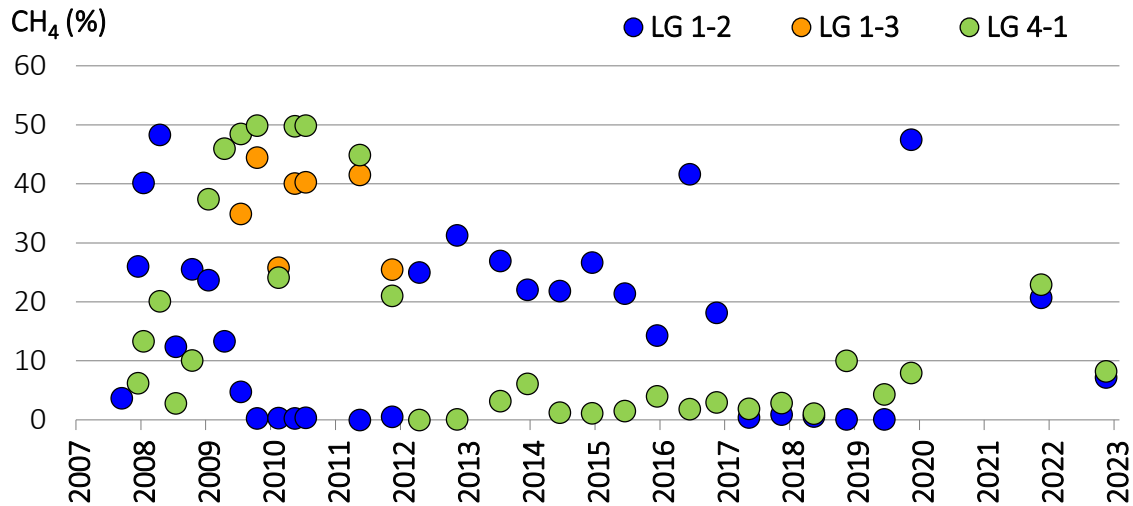


Figura 5. Evolución de la concentración de CH₄ en los diferentes puntos del vertedero

Hasta 2008 el tomamuestras del Vaso 2 (LG 4-1), colocado en septiembre de 2007, presentaba menores concentraciones de CH₄ que los tomamuestras instalados en el Vaso 1, colocados en junio de 2007. Sin embargo, en 2009 se observó un doble cambio: un aumento en las concentraciones en el Vaso 2, señal de que la biodegradación anaerobia se había activado, y una gran disminución de las concentraciones de biogás en los tomamuestras más profundos del Vaso 1 (LG 1-2) debido probablemente a la disminución de humedad en la zona donde están colocados, que limita la velocidad de degradación del residuo.

Con el comienzo de las labores de minería (septiembre 2011) las concentraciones de biogás en el Vaso 2 disminuyeron considerablemente, ya que al disminuir la capa de residuos (quedando sólo 0,5 m de espesor por encima del tomamuestras) se interrumpieron las reacciones de descomposición anaerobia por la entrada de aire atmosférico por mayor contacto de estos con la superficie. Sin embargo, en el caso del Vaso 1 el efecto fue al contrario ya que al disminuir la capa de residuos por la minería (dejando por encima del tomamuestras LG1-2 unos 5m de residuos), la zona quedó más expuesta a las precipitaciones, aumentando la humedad y reactivando así la degradación del residuo.

En cuanto al tomamuestras superior del Vaso 1 (LG 1-3, instalado en abril de 2009) se midieron concentraciones elevadas de CH₄ hasta noviembre de 2011, fecha en la que las concentraciones registradas fueron similares a las del ambiente. Este descenso coincide con las operaciones de minería del vertedero, que fueron retirando el residuo vertido que confinaba estos tomamuestras hasta diciembre, momento en el que se retiró del vertedero al llegar las excavaciones a este punto.

Durante los años 2017, 2018 y la primera campaña de 2019 no se registraron concentraciones significativas de biogás en los puntos de muestreo situados en el Vaso 1, probablemente debido a la acumulación de lixiviados, que saturaba dichas conducciones. A partir de la segunda campaña de 2019, en el punto LG 1-2 se obtuvieron concentraciones de biogás que corresponden con condiciones metanogénicas, lo que indica que al drenarse el vaso el residuo quedó con humedad adecuada para su degradación. A partir del segundo semestre de 2018 las muestras tomadas en el Vaso 2 (LG 4-1) experimentaron un aumento de la

concentración de CH₄ debido al incremento del espesor de residuos en el mismo, lo que dificulta el intercambio de gas con el exterior.

A pesar de las altas concentraciones, la presión del biogás (y por tanto su generación) en el interior es limitada (las muestras se han extraído mediante succión, haciendo falta al menos 5 min para estabilizar la medida). Esto, junto con la utilización de capas de cobertura intermedia durante la explotación, explica la ausencia de emisiones superficiales significativas en el lugar.

4.3 Temperatura

La Figura 6 muestra la evolución de las temperaturas registradas por las termorresistencias instaladas en junio de 2007 en la zona más profunda del Vaso 1 (Pto. 1-2) y en julio de 2009 en la zona más superficial (Pto. 1-3). También muestra la evolución de las instaladas en el Vaso 2 en marzo de 2008 (LG 4-1).

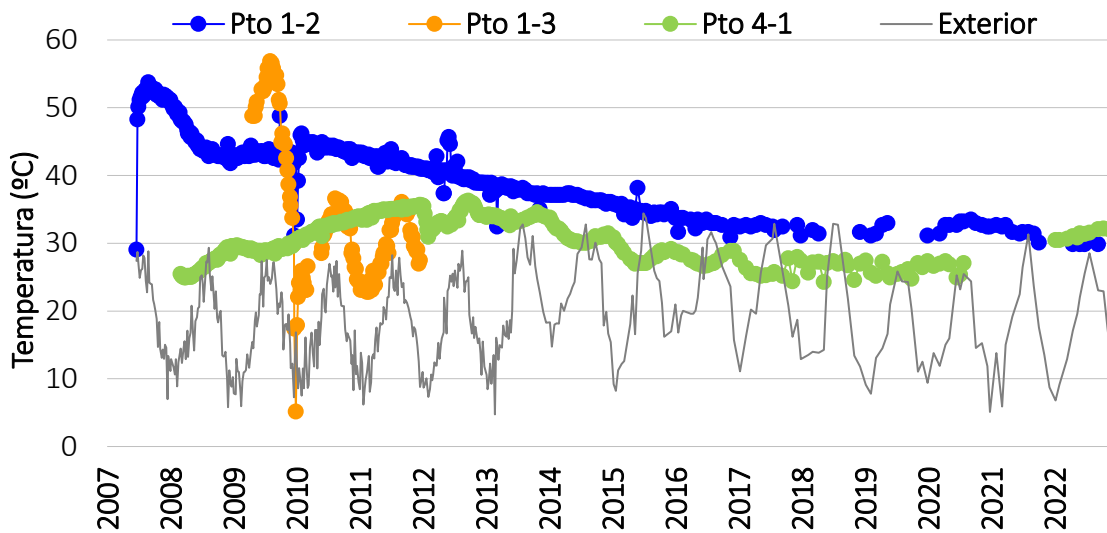


Figura 6. Evolución de la temperatura en los dos vasos del vertedero

Durante el 2008 el Pto 1-2 registró un descenso de hasta 10°C, pasando de máximas de 53°C a principios de ese año a valores de 43°C. Desde entonces se mantuvo con temperaturas más o menos estables, en torno a esos valores, a excepción del periodo diciembre 2009 – enero 2010 en el que experimentaron una bajada significativa debido probablemente a los numerosos episodios de lluvia que se dieron en este tiempo, y a la recirculación de casi 350 m³ de lixiviado entre los días 23 y 30 de diciembre en el Vaso 1. El Pto. 1-3 experimenta la misma evolución ascendente en los primeros meses después de su instalación y la bajada significativa por las lluvias y la recirculación; una vez recuperado de esos episodios mantiene una evolución acorde con la temperatura externa hasta su extracción del vertedero debido al poco espesor de residuos que tiene por encima. Entre 2012 y 2014 la temperatura del Pto 1-2 descendió de forma gradual (unos 5°C) debido a la disminución del espesor de residuos sobre el instrumento provocada por las labores de minería. A partir de 2015 las temperaturas han ido descendiendo de forma suave hasta llegar a valores cercanos a los 30°C en las últimas medidas.

Por otro lado, la termorresistencia del Vaso 2 (Pto. 4-1) experimentó un incremento global de unos 10°C desde el momento de su instalación hasta diciembre de 2011. Desde principios de 2012, coincidiendo con las labores de minería, la temperatura en este vaso mostró un cambio en la tendencia, quedando entonces más influenciado por las condiciones atmosféricas. En agosto de 2020 se dejó de medir en este punto por el corte accidental de los cables, pero en 2022 se ha conseguido recuperar, manteniendo una tendencia al alza de las temperaturas como consecuencia del aumento de espesor de residuos que la aíslan del exterior.

5. Conclusiones

En este artículo se presenta la influencia de las diferentes fases de la explotación del vertedero en la calidad de lixiviado y del gas generados, así como en la evolución de la temperatura en diferentes puntos dentro del vertedero.

Se perciben diferencias en la evolución de las concentraciones de los parámetros medidos en el lixiviado en este tiempo con aumento de concentraciones en los primeros años de explotación hasta llegar al periodo en el que gran parte del vertedero se mantuvo saturada de agua. En este tiempo aumentó la disolución de los compuestos solubles del residuo y se dieron reacciones de precipitación provocando un aumento de las concentraciones en ciertos parámetros (contaminantes derivados de la degradación de la materia orgánica) y una disminución en otros (como el Ca y los sulfatos). Al drenar libremente el lixiviado se ha producido un efecto contrario: se ha estabilizado la concentración de los primeros, mientras que los que presentaron concentraciones más bajas durante el periodo de saturación han aumentado ligeramente.

Finalmente, tanto el gas detectado como la temperatura del residuo se vieron muy influenciados por las labores de minería, ya que dependen fundamentalmente del grado de contacto con la superficie, y por tanto del espesor de residuos que haya por encima. Cuando el espesor de residuos es suficiente y la humedad del residuo adecuada se observan concentraciones de metano elevadas, alcanzando concentraciones de hasta el 50% en CH₄. Sin embargo, con espesores pequeños el intercambio con la superficie hace el CH₄ baje de concentración y que las temperaturas se asemejen a las del ambiente.

Por otro lado, la información mostrada aquí es prueba de la utilidad de introducir instrumentación en el interior del vertedero, que permite conocer la evolución y el estado del mismo con detalle. La durabilidad de los instrumentos colocados en este caso se prolonga durante más de 15 años.

Referencias

- Consejo Europeo, 1999. Directiva 1999/31/CE del Consejo relativa al vertido de residuos. D. Of. las Comunidades Eur. L 182, 1–19.
- Dubey, B., Spalvins, E., Townsend, T.G., Solo-Gabriele, H.M., 2009. Comparison of Metals Leaching from CCA- and ACQ-Treated Wood in Simulated Construction and Demolition Debris Landfills. *J. Environ. Eng.* 135, 910–917. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000051](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000051)
- Jambeck, J.R., Townsend, T.G., Solo-Gabriele, H.M., 2008. Landfill disposal of CCA-treated wood with construction and demolition (C&D) debris: Arsenic, chromium, and copper concentrations in leachate. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5740–5745. <https://doi.org/10.1021/es800364n>
- López, A., Lobo, A., 2014. Emissions of C&D refuse in landfills: A European case. *Waste Manag.* 34, 1446–1454. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.004>
- Melendez, B.A., 1996. A study of leachate generated from construction and demolition waste landfills. MS Thesis. Florida, USA.
- Ministerio de la Presidencia, 2008. Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. Madrid, España.
- Townsend, T.G., Jang, Y.-C., Weber, W., 2000. Continued Research Into the Characteristics of Leachate From Construction and Demolition Waste Landfills. Report 00-04. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, EEUU.
- U.S. EPA - U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Construction and Demolition Waste Landfills. Contract No. 68-W3-0008.
- Weber, W.J., Jang, Y.C., Townsend, T.G., Laux, S., 2002. Leachate from land disposed residential construction waste. *J. Environ. Eng.* 128, 237–245. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2002\)128:3\(237\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:3(237))

EVALUACIÓN DEL PODER DESCONTAMINANTE DE ARENAS NATURALES Y RECICLADAS

Barbudo, Auxi^{1*}; Galvín, Adela P.¹; Beltrán, Manuel G.; López-Uceda, Antonio²; Barrón, Vidal³

¹Grupo de investigación: TEP-227 (Ingeniería de la Construcción), Universidad de Córdoba, España

²Grupo de investigación: TEP-975 (Área de Ciencia de los Materiales e Ingeniería Metalúrgica), Universidad de Córdoba, España

³Grupo de Investigación: AGR-165 (Unidad de Edafología), Universidad de Córdoba, España

*abarbudo@uco.es

Resumen

Actualmente, las decisiones para la reducción de la contaminación atmosférica no son plenamente efectivas, por lo que se necesita de medidas complementarias, entre las que destaca la fotocatalisis. Esta técnica elimina algunos contaminantes habituales en la atmósfera mediante un proceso de oxidación activado por la energía solar. Los materiales de construcción tratados con un fotocatalizador, normalmente TiO_2 y los productos derivados de él, eliminan, sobre todo, las partículas NO_x .

El TiO_2 se halla en todo el mundo, unido a otros elementos, en varios tipos de rocas y arenas minerales. Estos compuestos se deben separar mediante un proceso químico para obtener TiO_2 puro, que se añadirá, posteriormente, a los productos de construcción (morteros, hormigones, mezclas bituminosas...) para proporcionarles una propiedad descontaminante.

Por otro lado, los Residuos de Construcción y Demolición (RCD) constituyen uno de los flujos de residuos más importantes de Europa, por su elevada tasa de producción y por la viabilidad técnica y económica de su reciclaje.

Así pues, esta investigación pretende evitar el proceso de extracción de TiO_2 y su posterior adición a los productos de construcción, mediante el análisis del poder descontaminante de arenas comúnmente utilizadas directamente en el sector de la construcción.

Los resultados obtenidos muestran mayor reducción de NO_x de algunas arenas recicladas frente a las naturales, así como un descenso en el poder fotocatalítico al realizar el ensayo con las condiciones ambientales estandarizadas, en lugar de las condiciones reales en la ciudad de estudio. Sin embargo, el tamaño de las partículas no resultó tener influencia.

Palabras clave: fotocatalisis; descontaminación atmosférica; áridos reciclados; arenas; residuos de construcción y demolición; arenas de fundición

1. Introducción

La contaminación atmosférica producida por el acelerado crecimiento demográfico y la industrialización puede causar graves daños, tanto a la salud de las personas y a los ecosistemas, como, incluso, a las infraestructuras y el patrimonio histórico. Entre las principales emisiones nocivas se encuentran los gases óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 , comúnmente conocidos como NO_x) generados por los medios de transporte y diversas industrias. Estos gases tienen una alta toxicidad y pueden generar graves problemas en la salud

humana, así como problemas ambientales (lluvia ácida, smog fotoquímico, destrucción de la capa de ozono, etc. (Rodríguez, 2019).

Respirar aire limpio que no cause riesgo para la salud de las personas y que no cause deterioro o daño permanente a los ecosistemas es un objetivo importante de las políticas ambientales. Las medidas actuales para la reducción de la contaminación atmosférica en las ciudades asociada a las emisiones de CO_2 y otros gases contaminantes se enmarcan en dos líneas de actuación: Políticas de sensibilización ciudadana, que abogan por evitar el uso del vehículo privado en deferencia a otros medios de transporte alternativos, como la bicicleta o el transporte público; y políticas que restringen la circulación de estos vehículos, ya sea con reducciones de velocidad o prohibiendo el movimiento en zonas céntricas, como se lleva a cabo en ciudades como París, Londres o Madrid (Mendoza et al. 2015).

Sin embargo, estas medidas no son totalmente efectivas para la eliminación o reducción de la contaminación del aire en entornos urbanos. Es por ello por lo que se requieren medidas complementarias que contribuyan a los métodos convencionales de control de la contaminación. Dentro de estas nuevas medidas, es interesante aprovechar la *fotocatálisis*.

La fotocatalisis parte del principio natural de descontaminación de la propia naturaleza: al igual que la fotosíntesis, que gracias a la luz solar puede eliminar CO_2 para generar materia orgánica, la fotocatalisis elimina otros contaminantes habituales en la atmósfera, como NO_x , SO_x (compuestos inorgánicos), COV (compuestos orgánicos volátiles), mediante un proceso de oxidación activado por la energía solar.

Mediante la fotocatalisis se pueden eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en las zonas urbanas: NO_x , SO_x , COVs, CO, formaldehído, compuestos orgánicos clorados, compuestos poliaromáticos, etc., que son agresivos tanto para las propiedades del material como para el medio ambiente.

Los materiales de construcción tratados con un fotocatalizador eliminan, sobre todo, las partículas de NO_x que producen los vehículos, la industria y la producción de energía. Durante la fotocatalisis, este agente fotocatalizador absorbe energía luminosa, la transfiere a un compuesto reactivo y desencadena una reacción química mediante la formación de radicales. El dióxido de titanio (TiO_2) y los productos derivados del mismo, son los fotocatalizadores más utilizados y son los que desencadenan la transformación de los NO_x (óxidos de nitrógeno) en nitratos (NO_3) por acción de la luz. Esto podría usarse para aumentar la vida útil de los materiales a base de cemento, mientras que podría usarse para disminuir sustancialmente la concentración de algunos contaminantes del aire, especialmente en lugares semicerrados como avenidas, túneles o lugares urbanos importantes fuertemente contaminados como gasolineras o algunas industrias específicas (Maury y Belie, 2010).

En el proceso de descontaminación por fotocatalisis, el contaminante es absorbido en la superficie del material, para luego oxidarse en dos etapas a un compuesto inerte: los nitratos. Finalmente, el compuesto inerte es removido de la superficie del material por la lluvia (Figura 1).



Figura 1. Esquema de funcionamiento de un material fotocatalítico en exteriores. Fuente: Libro Blanco de la fotocatalisis (<https://www.fotocatalisis.org/libro-blanco>)

La incorporación de fotocatalizadores en materiales de construcción se ha perfilado como una tecnología prometedora para desarrollar productos con propiedades especiales (Laplaza et al. 2017). Entre las múltiples ventajas de la fotocatalisis se encuentran que no necesita ningún mantenimiento, una vez aplicada su efecto es permanente, y es una tecnología limpia que no solo no ensucia, sino que “limpia” el aire contaminado, lo que conlleva una disminución de costes.

Ahora bien el titanio presente en la mayoría de los productos fotocatalíticos utilizados en construcción, es el noveno elemento más abundante en la corteza terrestre, pero éste no se encuentra libre en la naturaleza, sino que está unido químicamente a otros elementos, formando minerales en los que la fracción de titanio suele ser pequeña. Para obtenerlo, el TiO_2 debe extraerse de minas o de arenas, para que, en un proceso posterior, pueda incorporarse, en las cantidades necesarias, en la fabricación de un material secundario en el sector de la construcción, como pueden ser hormigones, morteros, mezclas bituminosas, pinturas...etc.

Sin embargo, el reto medioambiental actual exige la optimización de los recursos naturales, por lo que esta investigación pretende minimizar la extracción de arenas con potencial fotocatalizador usándolas directamente en la fabricación de productos elaborados a partir de estas. Investigadores de la Universidad de Córdoba (Barrón et al. 2020) han analizado multitud de suelos naturales para analizar su poder fotocatalítico, obteniendo algunos con alta reducción de NO_x , aunque sin encontrar patrón definido por su naturaleza, tamaño, o composición. Como complemento a este estudio, la presente investigación pretende analizar otros materiales granulares, concretamente, arenas naturales, usados comúnmente en el sector de la construcción.

Por otro lado, el modelo de Economía Circular es una estrategia de producción sostenible donde destaca la reutilización de residuos como materias primas secundarias logrando una gestión integral de los materiales de desecho (Lozano-Lunar y col., 2020), en el que el sector de la construcción juega un papel muy importante. Así pues, los residuos de las actividades de construcción, incluida la excavación o la formación de terrenos, la construcción y edificación civiles, las obras viales y la renovación de edificios, se consideran *residuos de construcción y demolición* (RCD), y constituyen una parte relevante de la generación total de residuos sólidos a nivel mundial (Rao et al., 2007).

Para evitar su depósito en vertedero, estos residuos deben tratarse correctamente hasta obtener *áridos reciclados* de calidad (Barbudo et al., 2020), de forma que puedan usarse en nuevas aplicaciones constructivas, como pueden ser en carreteras de bajo tráfico (Agrela et al., 2012, Xuan et al., 2010, Jiménez et al., 2011, Xuan et al., 2011) o en hormigones y morteros (Bravo et al., 2018, da Silva y Andrade, 2017, Juan-Valdés et al., 2018, Ledesma et al., 2015), convirtiéndose en una realidad práctica que ha permitido el desarrollo de normativas específicas, como el nuevo Código estructural (2021) en España.

Si bien la fracción fina del árido reciclado procedente de RCD tiene su uso restringido debido a algunos resultados insatisfactorios (Evangelista y de Brito, 2010; Kou y Poon, 2009) existen estudios que avalan su uso incluso para hormigón estructural (Evangelista y de Brito, 2007; Pereira et al., 2012). Además, el uso de arenas recicladas (AR) en la producción de hormigones y morteros tiene las siguientes ventajas competitivas: a) disminución de la extracción de áridos de ríos y costas (como se ha comentado anteriormente); b) exclusión de AR de los vertederos reduciendo el volumen de residuos a tratar, y c) implantación del modelo de Economía Circular y acercamiento a los objetivos de reciclaje fijados (Ledesma et al., 2015). Existen otras AR con distinta procedencia a la del RCD, como son las arenas de fundición, que han sido utilizadas para dar forma durante el proceso de producción de piezas metálicas por moldeo. En este proceso, se producen unos excedentes de arena, que, tras su finalizar su vida útil, son transportados para ser retirados como subproducto.

Conscientes de las necesidades de la sociedad actual en cuanto a la reducción de residuos, en concreto de los RCD mediante el uso de AR, y actuaciones sobre la contaminación en entornos urbanos, esta investigación pretende contribuir al desarrollo de soluciones a ambos problemas mediante el estudio de la

capacidad fotocatalítica de arenas comúnmente utilizadas en construcción (tanto naturales como recicladas), para contribuir a la preservación del medio ambiente, con iniciativas sustentables, y a su vez técnicamente viables.

2. Materiales

Se tomaron cuatro muestras de arenas naturales; dos de muestras silíceas (AS1 y AS2), procedentes de Alcolea (Córdoba, España) y en Fuentes de Andalucía (Sevilla, España), y otras dos muestras calizas (AC1 y AC2), procedentes de Puente Genil y Espiel (Córdoba, España), respectivamente (Tabla 1).

Así mismo, como alternativa de uso, se estudiaron tres muestras procedentes de plantas de tratamiento de RCD de la ciudad de Córdoba (España); una arena reciclada de hormigón (ARH), una arena reciclada mixta (ARM), y una arena reciclada mixta con alto contenido en partículas cerámicas (ARC).

Por último, se analizaron dos arenas de fundición (AF1 y AF2) procedentes de Italia. AF1 es un residuo procedente de una planta de fundición de aleaciones ubicada en Brescia (Italia). La arena inicial, procedente de Francia, se utiliza actualmente en moldes de arena sin resinas. Por su parte, AF2, procede de una planta de fundición de aleaciones ubicada en Milán, utilizando resinas fenólicas y furánicas en los procesos de moldeo. Ambas se clasifican, según códigos LER (Lista Europea de Residuos), como “100908 - Machos y moldes de fundición con colada distintos de los especificados en el código 100907”.

Tabla 1 Denominación de muestras

Tipo de arena	Nomenclatura de arenas
Arena natural silícea - Alcolea	AS1
Arena natural silícea - Fuentes de Andalucía	AS2
Arena natural caliza - Puente Genil	AC1
Arena natural caliza - Espiel	AC2
Arena reciclada de hormigón - RCD	ARH
Arena reciclada mixta - RCD	ARM
Arena reciclada mixta-cerámica - RCD	ARC
Arena de fundición sin resinas	AF1
Arena de fundición con resinas	AF2

Todas estas arenas, ya sean de origen natural, o recicladas, tienen un tamaño de grano comprendido entre 0 y 4 mm, a excepción de AS2, AF1 y AF2, cuyos tamaños están entre 0 y 2 mm. El contenido de finos de estas arenas es muy pequeño, a excepción de las tres arenas recicladas procedentes de RCD, que contienen hasta un 6% de partículas con tamaño inferior a 0,063 mm. Todas ellas se utilizan actualmente en el sector de la construcción, en obras de infraestructuras de mayor o menor exigencias.

3. Metodología

Las muestras anteriores se analizaron en una cámara fotocatalítica para determinar la degradación del óxido nítrico en el aire a la que agrega NO en una cantidad variable según la norma de ensayo. De igual forma, contiene un control modificable de humidificación y temperatura, así como un sistema de iluminación capaz de excitar el fotocatalizador, en nuestro caso, lámpara fluorescente UV-A, que proporcione una irradiancia media determinada a la superficie de la muestra de ensayo dentro del intervalo de longitudes de onda que el fotocatalizador es capaz de adsorber.

En esta investigación se realizó este ensayo de fotocatalisis cambiando los parámetros anteriormente indicados, para estudiar el efecto de las condiciones ambientales y el tamaño de las partículas.

3.1 Efecto de la granulometría en la capacidad fotocatalítica

Debido a la diferente superficie específica que estaría en contacto en la capa superficial con la luz de la lámpara, se analizaron cada una de las muestras definidas en el apartado 2, con las granulometrías siguientes:

- arena gruesa, con tamaño de partículas 0-4 mm
- arena fina, eliminando la fracción superior a 2 mm, es decir, con tamaño 0-2 mm, y
- eliminando la fracción superior a 2 mm e inferior a 0,063 mm, es decir, con tamaño 0,063-2 mm.

Esta fracción sólo se estudió en el caso de las arenas recicladas procedentes de RCD ya que el contenido en finos era relativamente alto en comparación con las arenas naturales. Esta fracción suele eliminarse en la reutilización de estas arenas debido, principalmente, a su alta plasticidad y contenido de sulfatos.

3.2. Efecto de las condiciones ambientales en la capacidad fotocatalítica

La norma UNE-EN 16980-1 indica que el ensayo debe realizarse con los parámetros indicados en la Tabla 2, en contraposición de las condiciones ambientales de España-Italia, donde se tomaron las muestras descritas en el apartado 2, y donde se supera, en demasía, la irradiación de ensayo.

Tabla 2 Condiciones de ensayo

Parámetros	Valores según norma UNE-EN 16980-1	Valores climatológicos (aproximados medios) reales
Irradiancia media (visible)	10 W/m ² ± 0,5	550 W/m ²
Concentración de NO a la entrada	0,5 ppmv ± 0,05 %	0,1 ppmv ± 0,5% de NO
Temperatura	25 ± 5°C	20 ^º
Humedad relativa	40 ± 5%	70%

Así pues, en el ensayo realizado con los valores climatológicos aproximados reales, se aplicó una concentración de entrada de menor que según norma e igual a 0,1 ppmv ± 0,5% de NO, pero con un valor mucho mayor de irradiancia en el espectro visible. Este último valor podría llegar, en la realidad, hasta 1000 w/m² en el mes de Julio, a las 13h, en la ciudad de Córdoba, situada al sur de España.

4. Resultados

El ensayo de cada muestra se repitió tres veces, obteniendo los resultados medios mostrados en la Tabla 3:

Tabla 3 Descenso de NOx en ensayo de fotocatalisis (%)

Muestras		Resultados según norma UNE-EN 16980-1	Resultados según climatología media en Córdoba
AS1	0-4 mm	0,6 %	1,4 %
	0-2 mm	0,8 %	1,8 %
AS2	0-2 mm	1,7 %	1,7 %
AC1	0-4 mm	1 %	0,8 %
	0-2 mm	0 %	0 %
AC2	0-4 mm	0,8 %	2,6 %
	0-2 mm	0,7 %	2 %
ARH	0-4 mm	1,5 %	4,3 %
	0-2 mm	1,9 %	4,2 %
	0,063 – 4 mm	1,8 %	4,2 %
ARM	0-4 mm	2,4 %	4,8 %
	0-2 mm	2,1 %	5,0 %
	0,063 – 4 mm	2,1 %	4,7 %

Muestras		Resultados según norma UNE-EN 16980-1	Resultados según climatología media en Córdoba
ARC	0-4 mm	0,8 %	2,9 %
	0-2 mm	1,2 %	2,8 %
	0,063 – 4 mm	1,1 %	2,7 %
AF1	0-2 mm	3,1%	3,5%
AF2	0-2 mm	2,8%	3,7%

5. Discusión

De forma general, se observa que el tamaño de las partículas no interfiere significativamente en la capacidad fotocatalítica de dichas arenas. No obstante, las condiciones climáticas en la provincia de Córdoba proporcionan un aumento de esta propiedad, debido, principalmente, a la mayor irradiancia producida en esta (Figura 2).

Además, se observa que todas las arenas analizadas según norma se clasificarían como “no fotocatalíticas” o de clase 0 (Tabla 2). Sin embargo, al realizar el ensayo con las condiciones reales en las que estarían expuestas las muestras se obtiene un aumento aproximado del 130%, respecto al valor obtenido según norma. De esta forma, las arenas recicladas ARH y ARM presentaron un valor de reducción de NOx superior a 4% con las condiciones reales en la provincia de Córdoba, suficiente como para catalogarse como arenas fotocatalíticas (de clase 1).

Aun así, estos valores siguen siendo bajos, sobre todo, si tenemos en cuenta que estos materiales van a estar mezclados con otros (áridos gruesos, cemento, plastificantes, ligantes bituminosos...) en su puesta en obra, por lo que el poder descontaminante del conjunto se vería disminuido aún más.

Con respecto a su naturaleza, tampoco existe una conclusión clara sobre la idoneidad de ésta, ya que sólo las arenas recicladas ARH y ARM destacan por encima del resto, pero lo hace en baja medida. Por tanto es necesario continuar con una nueva batería de muestras hasta encontrar alguna/s con alto poder fotocatalítico, como ocurre en algunos suelos agrícolas naturales.

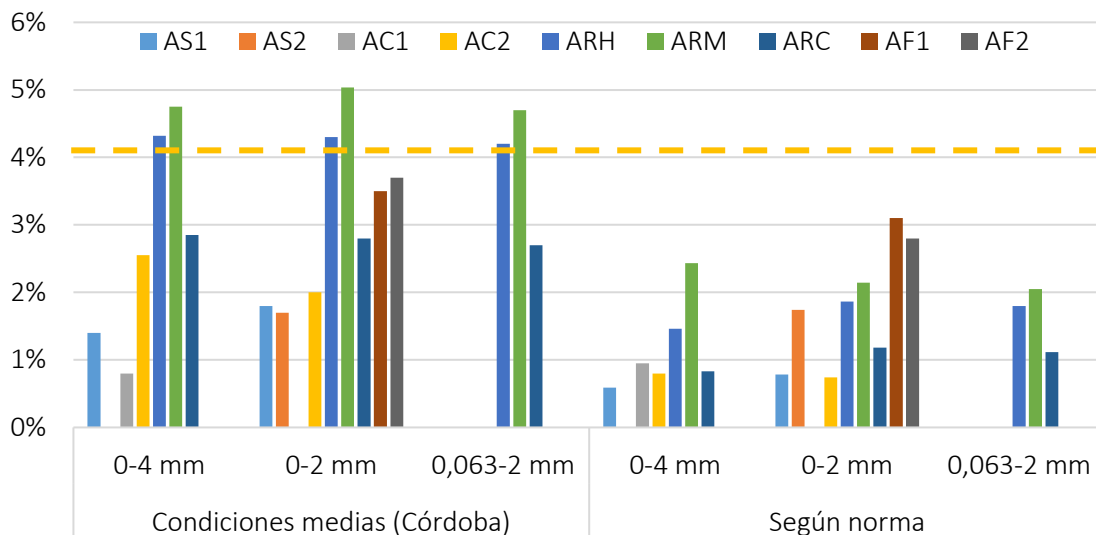


Figura 2. Comparativa de reducción NOx entre arenas y entre condiciones de ensayo

En cuanto a la repetitividad de este ensayo, se obtuvieron desviaciones estándar inferiores al 1%, por lo que se consideran resultados válidos y con poco margen de error.

Además, según la norma UNE 127197-1, sólo la ARM y ARH superan el 4% de disminución de NO_x, para su clasificación como "Clase 1" (reducción entre 4% y 6% NO_x), con las condiciones meteorológicas medias en Córdoba (España). Si el ensayo lo realizamos con los parámetros de la UNE-EN 16980-1, ninguna de las arenas analizadas podría considerarse como fotocatalítica.

6. Conclusiones

De los resultados obtenidos en el apartado anterior, puede concluirse que las arenas estudiadas, comúnmente utilizadas en construcción, no presentan poder descontaminante. Se sugiere continuar la investigación con otras arenas, sobre todo naturales, procedentes de zonas geográficas diferentes, para que tengan diferente composición mineralógica.

No obstante, en esta investigación se demuestra que la puesta en obra de materiales fotocatalíticos puede resultar más favorable que su estudio en laboratorio, debido a las mejores condiciones climáticas, principalmente irradiancia, de las obras reales.

Por otro lado, el tamaño de las partículas de las arenas analizadas no muestra tener influencia en la capacidad fotocatalítica de éstas, por lo que la elección de granulometría quedaría restringido a cuestiones meramente mecánicas.

Referencias

- Agrela, F., Barbudo, A., Ramírez, A., Ayuso, J., Carvajal, M.D., Jiménez, J.R., 2012. Construction of road sections using mixed recycled aggregates treated with cement in Malaga, Spain. *Resources, Conservation and Recycling* 58, 98-106.
- Barbudo, A., Ayuso, J., Lozano-Lunar, A., Cabrera, M.; López-Uceda, A., 2020. Recommendations for the management of construction and demolition waste in treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 125-132.
- Barrón, V., Méndez, J., Balbuena, J., Cruz-Yusta, M., Sánchez, L., Giménez, C., Sacristán, D., González-Guzman, A., Sánchez-Rodríguez, A.R., Skiba, U.M., Inda, A.V., Marques, J., Jr., Recio, J.M., Delgado, A., del Campillo, M.C., Torrent, J., 2020. Photochemical emission and fixation of NO_x gases in soils. *Science of The Total Environment* 702, 134982.
- Bravo, M., de Brito, J., Evangelista, L., Pacheco, J., 2018. Durability and shrinkage of concrete with CDW as recycled aggregates: Benefits from superplasticizer's incorporation and influence of CDW composition. *Construction and Building Materials* 168, 818-830.
- Código estructural, 2021. Madrid, Ministerio de transportes, movilidad y agenda urbana, España.
- da Silva, S.R., Andrade, J.J.D., 2017. Investigation of mechanical properties and carbonation of concretes with construction and demolition waste and fly ash. *Construction and Building Materials* 153, 704-715.
- Evangelista, L., de Brito, J., 2007. Mechanical behaviour of concrete made with fine recycled concrete aggregates. *Cement and Concrete Composites* 29(5), 397-401.
- Evangelista, L., de Brito, J., 2010. Durability performance of concrete made with fine recycled concrete aggregates. *Cement and Concrete Composites* 32(1), 9-14.
- Jiménez, J.R., Agrela, F., Ayuso, J., López, M., 2011. A comparative study of recycled aggregates from concrete and mixed debris as material for unbound road sub-base. *Materiales de Construcción* 61 (302), 289-302.
- Juan-Valdes, A., Rodriguez-Robles, D., Garcia-Gonzalez, J., Guerra-Romero, M.I., Moran-del Pozo, J.M., 2018. Mechanical and microstructural characterization of non-structural precast concrete made with

- recycled mixed ceramic aggregates from construction and demolition wastes. *Journal of Cleaner Production* 180, 482-493.
- Kou, S.C., Poon, C.S., 2009. Properties of concrete prepared with crushed fine stone, furnace bottom ash and fine recycled aggregate as fine aggregates. *Construction and Building Materials* 23(8), 2877-2886.
- Laplaza A, Jimenez-Relinque E, Campos J, Castellote M (2017). Photocatalytic behavior of colored mortars containing TiO₂ and iron oxide based pigments. *Construction and building materials* 144, 300-310.
- Ledesma, E.F., Jiménez, J.R., Ayuso, J., Fernández, J.M., de Brito, J., 2015. Maximum feasible use of recycled sand from construction and demolition waste for eco-mortar production – Part-I: ceramic masonry waste. *Journal of Cleaner Production* 87, 692-706.
- Lozano-Lunar, A., Barbudo, A., Fernández, J.M., Jiménez, J.R., 2020. Promotion of circular economy: steelwork dusts as secondary raw material in conventional mortars. *Environmental Science and Pollution Research* 27(1), 89-100.
- Maury, A., Belie, N., 2010. State of the art of TiO₂ containing cementitious materials: self-cleaning properties. *Materiales de construcción* 60, 298, 33-50.
- Mendoza, C., Valle, A., Castellote, M., Bahamonde, A., Faraldos, M., 2015. TiO₂ and TiO₂-SiO₂ coated cement: comparison of mechanic and photocatalytic properties. *Applied Catalysis B: Environmental* 178, 155-164.
- Pereira, P., Evangelista, L., de Brito, J., 2012. The effect of superplasticizers on the mechanical performance of concrete made with fine recycled concrete aggregates. *Cement and Concrete Composites* 34(9), 1044-1052.
- Rao, A., Jha, K.N., Misra, S., 2007. Use of aggregates from recycled construction and demolition waste in concrete. *Resources, Conservation and Recycling* 50(1), 71-81.
- Rodríguez Rivas, F.A., 2019. Aplicación de los hidróxidos dobles laminares como fotocatalizadores en la eliminación de gases NO_x. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. <https://helvia.uco.es/xmlui/bitstream/handle/10396/19026/2019000001969.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (último acceso: Febrero 2023)
- Sapiña, M., Jimenez-Relinque, E., Castellote, M., 2013. Controlling the levels of airborne pollen: can heterogeneous photocatalysis help?. *Environmental Science Technology* 47, 11711-11716.
- Smits, M., Chan, C.K., Tytgat, T., Craeye, B., Costarramone, N., Lacombe, S., Lenaerts, S., 2013. Photocatalytic degradation of soot deposition: self-cleaning effect on titanium dioxide coated cementitious materials. *Chemical Engineering Journal* 222, 411-418.
- Xuan, D.X., Houben, L.J.M., Molenaar, A.A.A., Zhonghe, S., 2010. Cement treated recycled Demolition waste as a road base material. *Journal of Wuhan University of Technology Materials* 25 (4), 696-699.
- Xuan, D.X., Houben, L.J.M., Molenaar, A.A.A., Zhonghe, S., 2011. Mixtures optimization of cement treated demolition waste with recycled masonry and concrete. *Materials and Structures* 45, 143-151.

HOW GREEN BUILDING RATING SYSTEMS ARE APPROACHING CIRCULARITY?

Pressi, Francesco¹; Braulio-Gonzalo, Marta^{*2}; Bovea, María D.²

¹Politecnico di Milano, Italia

²INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, España

*braulio@uji.es

Abstract

Design for deconstruction of buildings is a key-aspect for closing of the loop of materials involved in their life-cycle and contributing to circularity in the construction sector. Construction and demolition waste (CDW) accounts for more than one third of all waste generated in the European Union, so the design and installation of building systems with a focus on strategies such as minimization of material use, prefabrication and modularity, standardization of connections, ease of assembly and disassembly for replacement, reuse and/or repair of elements, as well as design for adaptability of the building to a use change, has a great potential in the reduction of CDW. On the other hand, in the built environment context there are tools specifically developed to assess the sustainability of buildings, so called Green Building Rating Systems (GBRS), such as LEED, Verde, BREEAM or Level(s), that propose indicators related to aspects such as technical, energy, comfort, water, social, economic, etc. The present work is aimed at understanding how the indicators included in the European GBRS are approaching design for deconstruction with focus on the multi-residential building sector, through the comparison with ISO 20887 standard and the Six S's framework.

Keywords: Green Building Rating systems (GBRS), indicators, ISO 20887, design for deconstruction

1. Introduction

The building sector plays a critical role in satisfying the quality of people's life (Kucukvar and Tatari, 2013; Rahman et al., 2013; Tam et al., 2004), but, at the same time, it represents the major contributor to greenhouse gas (GHG) emissions, waste generation and natural resources consumption (Hossain et al., 2020; Ness and Xing, 2017). In the European context, the construction sector is responsible for 35% of the GHG emissions, about a third of the water consumption and waste, and 50% of the extracted materials (European Commission, 2014) and, particularly, residential buildings are responsible for a great part of these impacts (Eurostat, 2020).

In response to the growing environmental impacts of construction sector, the concept of circular economy (CE) (The Ellen MacArthur Foundation, 2012) has emerged as a pattern aimed at reducing/preventing waste generation, reducing GHG emissions and reducing the natural resources consumption (Askar et al., 2022).

Residential buildings may be defined as static objects, but nowadays they need to be flexible to respond people's today and future needs (Kamara et al., 2020), together with meeting circularity requirements. This need can be satisfied through the introduction of the concepts of Design for Disassembly (DfD) and Design for Adaptability (DfA), both under the term design for deconstruction, which are aimed at designing buildings to be easily assembled and disassembled during their entire lifecycle in order to allow the spaces to respond to users' future needs and, at the same time, to reduce environmental impact of the construction sector. A significant advance in the adoption of DfD and DfA concepts is constituted by the

issue of “Sustainability in buildings and civil engineering works – Design for disassembly and adaptability – Principles, requirements and guidance” (ISO 20887, 2020).

Nowadays the tools available for evaluating the sustainability of buildings throughout their life cycle are the Green Building Rating Systems (GBRS), a third-party and voluntary standard (Marchi et al., 2021), which are also progressively incorporating some criteria related to circularity. However, the relationship between the indicators included GBRS and circularity has not been explored yet. Considering the above context, the aim of this research work is to understand how the indicators included in the European GBRS are approaching design for deconstruction, focusing on the multi-residential building sector.

2. Methodology

The methodology used to conduct this study is split into three stages, as shown in Figure 1.

- In **Stage I**, the European GBRS were identified and those particularly focused on residential buildings, were selected. The indicators included in the selected GBRS were analysed and those especially related to circularity were chosen to be deeply studied in the following stages of the methodology.
- In **Stage II**, two methodological frameworks approaching circularity in buildings and Design for Deconstruction (DfDe) were exhaustively reviewed: ISO 20887 (2020) and “Stewart Brand’s Six S’s diagram” (Guy et al., 2008). The result of this stage is a set of DfDe criteria.
- Finally, in **Stage III**, the circularity indicators identified in Stage I and the DfDe criteria identified in Stage II, were cross-checked to explore how the GBRS are approaching circularity in the residential building sector.

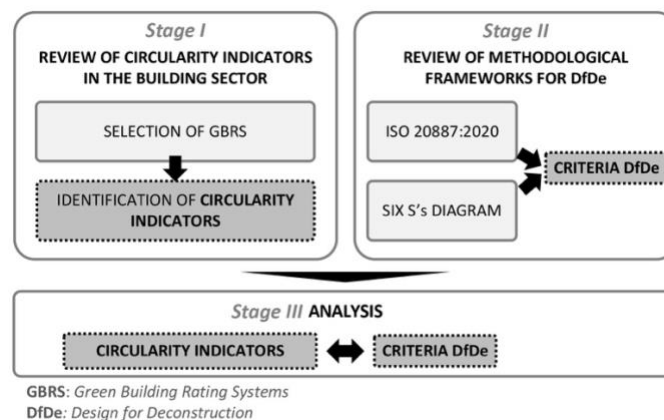


Figure 1. Stages of the methodology used

3. Results and discussion

This section presents the results obtained in each stage of the methodology stated in the previous section.

3.1 Stage I: Review of circularity indicators in the building sector

GBRS consist of an extensive list of sustainability indicators that measure the level of sustainability regarding different aspects, such as energy, water, waste, social or economic, among others. After searching for the available GBRS applicable to the European context, the thirteen tools for evaluating the sustainability of the residential building sector were selected, and indicators related to circularity identified. Results are reported in Table 1.

Table 1. Identification of GBRS and the circularity indicators included

GBRS	Country	Year	Version	Circularity indicators
HQE (2005)	France	1997	2021	<ul style="list-style-type: none"> • Accessibility and adaptability of the building
DGNB (2018)	Germany	2008	2020	<ul style="list-style-type: none"> • Shell dimension • Building case: 1-Standard scenario (extl-ext wall) / 2-Building access core (ext wall-core) • Flexibility aspects of the floor plan • Flexibility aspects of the structure • Flexibility aspects of the technical building services • High Intensity of Use • Selection of easy-to-recycle construction materials - Building components • Circular Economy Bonus - Reuse or material recovery • Circular Economy Bonus - Avoiding use of building components • Easy-to-recover building structure - building components (relevant reference values) • Recovery, conversion and ease of recycling in the early planning phases • Recovery, conversion and ease of recycling in the detailed design process
VERDE edificios (GBCe, 2002)	Spain	2011	2020	<ul style="list-style-type: none"> • Use of recyclable materials • The building as materials bank
Protocollo ITACA (iisBE, 2004)	Italy	2004	2015	<ul style="list-style-type: none"> • Recyclable/recover materials • Recyclable and removable materials
SBTool Europe (iisBE, 2004)	Europe	2004	2022	<ul style="list-style-type: none"> • Ease of disassembly, re-use or recycling • Ability for building operator or tenant to modify facility technical systems • Potential for horizontal or vertical extension of structure • Adaptability constraints imposed by structure or floor-to-floor heights • Adaptability constraints imposed by building envelope and technical systems • Adaptability to future changes in type of energy supply
SBTool PT (iisBE, 2004)	Portugal	2009	2016	<ul style="list-style-type: none"> • Re-use of materials • Use of recycled materials
Level(s) (Dodd et al., 2017)	Europe	2017	2022	<ul style="list-style-type: none"> • Wall systems that support layout changes • Greater ceiling heights for surface routes • Ease of access to the building services • Ease of adaptation of the distribution networks and connectors • The potential for a segregated home working spaces • The potential for ground floor conversion to a contained unit • Elements and their parts are independent and easily separable • Connections are mechanical and reversible • The number and complexity of the disassembly steps are low • Specification of elements and parts using standardised dimensions • Specification of modular building services • Design supports future adaptation to changes in functional needs • Parts made of homogenous materials with minimal unnecessary treatments or finishes • Constituent materials can be easily separated • There established recycling options for constituent parts or materials
Lider(A) (Pinheiro, 2019)	Portugal	2005	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Resiliency and adaptability • Flexibility and complementary of use
BREEAM (BRE Global, 1990)	United Kingdom	1990	2021	<ul style="list-style-type: none"> • Recycled aggregates
SNBS (2018)	Switzerland	-	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Flexibility and adaptability of use
SBTool CZ Europe (iisBE, 2004)	Czech Republic	-	2022	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptation of an apartment building • Character of internal dividing structures • The diversity of the composition of residential units in an apartment building • Structural system of apartment buildings
SVA (DEFR, 2015)	Switzerland	-	-	<ul style="list-style-type: none"> • Room dimensions and additional surfaces • Flexibility of use • Adaptability of private space
TQB (ÖGNB, 2019)	Austria	2010	2019	<ul style="list-style-type: none"> • Dimensioning and static concept • Expandability/Core removal

3.2. Stage II: Review of methodological frameworks for Design for Disassembly (DfD)

Two frameworks approaching circularity in buildings were content reviewed. The first one, **ISO 20887 (2020)** - “Sustainability in buildings and civil engineering works. Design for disassembly and adaptability. Principles, requirements and guidance”, is an international standard aimed at providing an organisational and

methodological framework about the Design of Disassembly (DfD) and Design for Adaptability (DfA) principles for the stakeholders (particularly designers) involved in the construction process. It classifies DfD/DfA principles into two categories: those related to adaptability and those related to disassembly. Generally, adaptability principles focus on changes in functional use of space for buildings and changes in functional requirements for other constructed assets, while disassembly principles focus on the materials resources.

Adaptability principles (DfA) are classified into three categories, as described below:

- **Versatility:** ability of structures and spaces to accommodate alternative/different uses over the course of a day or week with minor system changes.
- **Convertibility:** ability to accommodate substantial changes in user needs by making non-structural modifications to interior spaces or furnishings by designing the space.
- **Expandability:** ability of a design or the characteristics of a system to accommodate a substantial change that supports or facilitate vertical or horizontal additions in floor space.

Meanwhile, **disassembly** principles (DfD) are classified into seven categories, as described below:

- **Ease of access to components and services:** ability of a material, component or connector of an assembly to be easily approached with minimal damage to and impact on it and adjacent assemblies.
- **Independence:** ability of parts, components, modules and systems to be removed or upgraded without affecting the performance of connected or adjacent systems.
- **Avoidance of unnecessary treatments and finishes:** choice of finishes that do not limit the options for reusing or recycling the substrate, particularly if potentially hazardous substances are included.
- **Supporting re-use (circular economy) business models:** incentive the market for re-used, refurbished, remanufactured and recycled materials and products now and in the future, in support of circular economy business models.
- **Simplicity:** quality of an assembly or system that is designed to be straightforward, easy to understand and meet performance requirements with the least amount of customization, for reducing the number of elements, components and materials.
- **Standardization:** use of modular design, common components, products, or processes to easily disassemble parts and to use preassembled elements.
- **Safety of disassembly:** presence of disassembly plan for any component, module, or system to be disassembled, to ensure its effectiveness.

The second framework was the “**Stewart Brand’s Six S’s diagram**”, which was initially developed by F. Duffy and modified by Stewart Brand aimed at outlying a description of buildings as “shearing layers of change” (Guy et al., 2008). It defines six layers for the building, these are: **site** (urban location), **structure** (foundation and load-bearing elements), **skin** (the building envelope, exterior finishes, glazing, etc.), **services** (the utility and HVAC – Heating Ventilation and Air Conditioning - systems and moving parts like elevators), **space plan** (division of space, cabinetry, interior finishes) and **stuff** (furniture, free-standing lamps, appliances, etc.). Figure 2 draws, graphically, the parts of a building following this scheme.

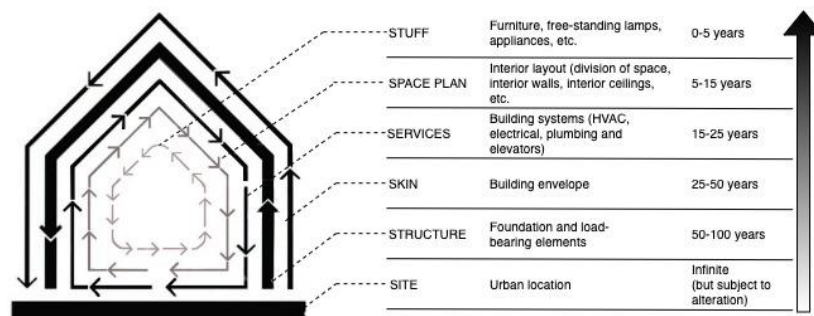


Figure 2. Six S’s shearing layers diagram (adapted from Guy et al. (2008))

3.3. Stage III: Analysis

Herein, the cross-checking analysis between the circularity indicators included in each tool and their relationship with the DfDe criteria in both methodological frameworks was conducted. Table 2 shows, as an example, how the analysis was carried out for some indicators in the GBRS Level(s).

Table 2. Cross-check analysis between circularity indicators for Level(s) and DfDe frameworks (example)

Indicator	ISO 20887							Six S's					
	DfA			DfD				Site	Skin	Structure	Services	Space plan	Stuff
	Versatility	Convertibility	Expandability	Ease of access...	Independence	Avoid...unneces.	CE business models						
Wall systems that support layout changes	○	●										●	
Greater ceiling heights for surface routes			●									●	●
Ease of access to the building services		●										●	
Ease of adaptation of the distribution networks and connectors	○	●										●	●
The potential for a segregated home working spaces		●											●
The potential for ground floor conversion to a contained unit	○	●										●	●
Elements and their parts are independent and easily separable				●									●
Connections are mechanical and reversible			●	●					●	●			●
Connections are easily accessible and sequentially reversible				●					●	●			●
The number and complexity of the disassembly steps are low							●	○	●	●	●		●
Specification of elements and parts using standardised dimensions				○			○	●	○	●	●		●
Specification of modular building services								●		●	●		●
Design supports future adaptation to changes in functional needs	●	●	●									○	●
Parts made of homogenous materials with minimal unnecessary treatments or finishes						●				●	●		●
Constituent materials can be easily separated			●			●	○	○		●	●	○	●
There established recycling options for constituent parts or materials						●				●	●		●

Note: (●) Directly related indicator; (○) Indirectly related indicator.

Figures 3 and 4 show, graphically, the number of indicators approaching each DfDe criteria, by tool. Considering the overall criteria belonging to ISO 20887, adaptability represents 55.37% among the GBRS, while disassembly the remaining 44.63%, even when adaptability (DfA) is covered only by three criteria against the seven related to disassembly (DfD). “Convertibility” is the criterion most considered with a higher number of indicators by the tools (23.97%), followed by “versatility” (18.18%), “expandability” (13.22%) and “supporting re-use (circular economy) business models (13.22%). The remaining criteria cover a range between 8.26% and 3.31%, being “safety of disassembly”, the criterion less considered.

When analyzing the scheme proposed by the Six S's diagram as shown in Figure 5, it was found that the building's shearing layers “space plan” (38.64%) and “structure” (28.79%) were the most approached, followed by “skin” (17.42%) and “services” (14.39%). It should be noted that “stuff” and “site” were overlooked (0.76% and 0%, respectively).

Focus on GBRS, it was found that Level(s) and SBTool Europe represented the only two GBRS that approached all criteria of both parts of ISO 20887:2020, Design of Adaptability and Design of Disassembly. About the number of indicators, Level(s) is the GBR that showed the highest number of indicators (13 in DfA, 21 in DfD and 38 related to shearing layers), followed by DGNB (14 in DfA, 9 in DfD and 31 related to shearing layers) and SBTool Europe (13 in DfA, 8 in DfD and 17 related to shearing layers).

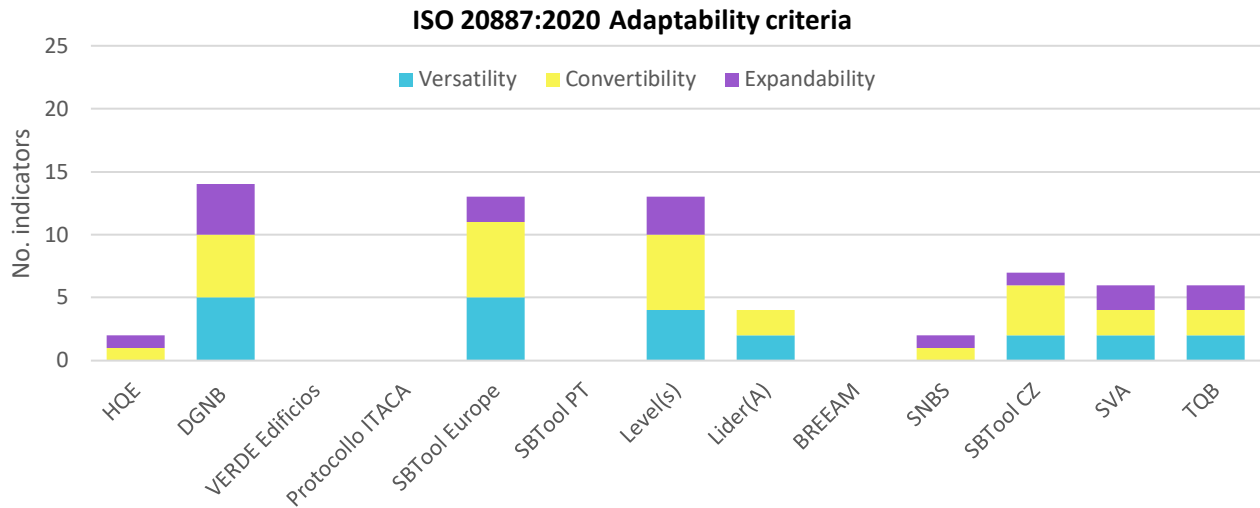


Figure 3. Fulfilment level of GBRs' indicators on DfA criteria

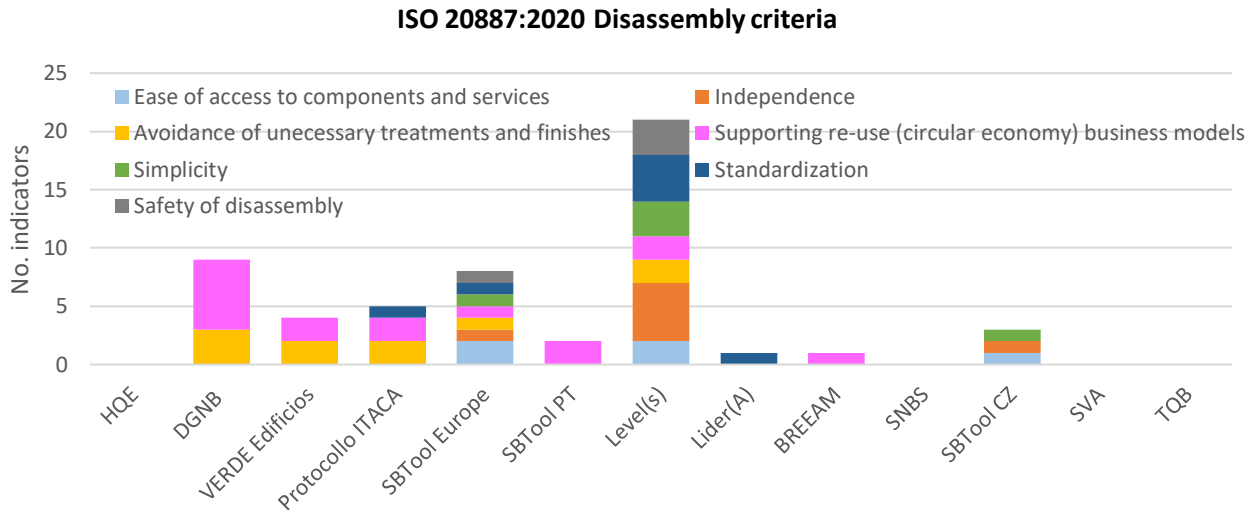


Figure 4. Fulfilment level of GBRs' indicators on DfD criteria

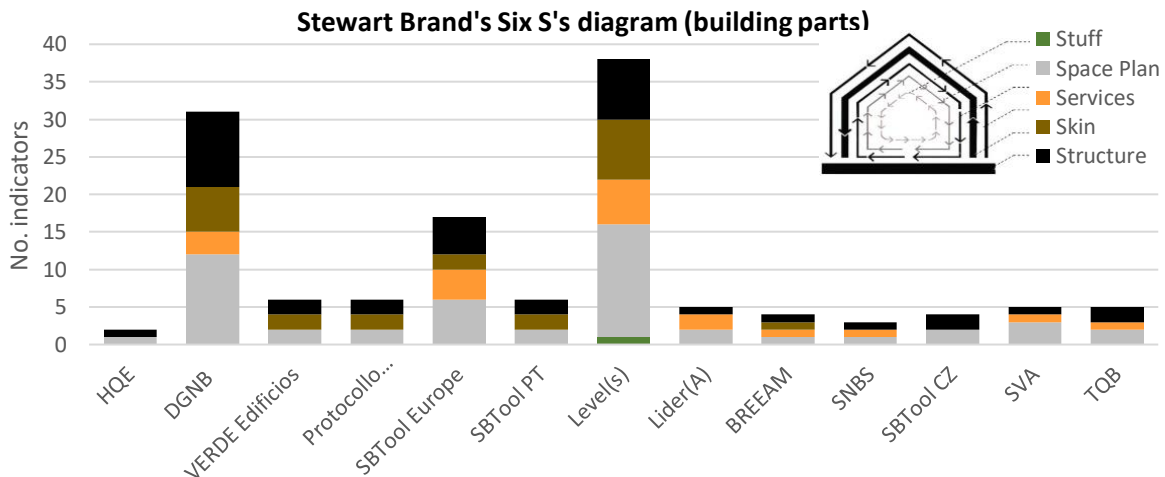


Figure 5. Fulfilment level of GBRs' indicators on Six S's criteria

4. Conclusions

This study presented a content analysis on exploring the level of GBRS approaching design for deconstruction, through two circularity methodological frameworks. It was found that Level(s) is the best conceived tool in the circularity context, followed by SBTool Europe and DGNB. In the ISO 20887 analysis, the results showed that adaptability of the building is more covered among the GBRS indicators (convertibility, versatility and expandability), against disassembly (business models, avoidance of unnecessary treatments/finishes, independence and standardization, ease of access and simplicity, and safety of disassembly). Regarding the shearing layers proposed by the Six S's diagram, it was found that circular strategies are more focused on the renovation of space plan and structure, it means on division elements and interior ceilings/finishes, and foundation and load-bearing elements; while building's skin and services are less approached, and stuff and site were not addressed at all.

The results of this study can serve as a starting point for developing new circularity indicators for residential buildings, covering the gaps identified, and/or better adapting them to the circularity frameworks for the built environment. Further work should be done in this line, along with its application and validation on different case studies.

Acknowledgments

The authors are grateful to the Department of Innovation, Universities, Science and Digital Society (Valencian Regional Government, Spain) (Project CIGE/2021/054) for funding this study.

References

- Askar, R., Bragança, L., Gervásio, H., 2022. Design for Adaptability (DfA)—Frameworks and Assessment Models for Enhanced Circularity in Buildings. *Appl. Syst. Innov.* 5, 1–25. <https://doi.org/10.3390/asi5010024>
- BRE Global, 1990. Building Research Establishment Environmental Assessment Method.
- DEFRA, 2015. SVA Sistema di valutazione degli alloggi.
- DGNB, 2018. Deutsche Gesellschaft für nachhaltiges Bauen System. German Sustainable Building Council.
- Dodd, N., Cordella, M., Traverso, M., Donatello, S., 2017. Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings: Part 3. EUR 28898 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/95143>
- European Commission, 2014. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, on Resource Efficiency Opportunities in the Building Sector. COM(2014) 445 Final 1–10.
- Eurostat, 2020. Energy consumption and use by households [WWW Document]. URL <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/DDN-20200626-1> (accessed 9.9.20).
- Green Building Council España (GBCe), 2002. VERDE Certificación.
- Guy, B., Ciaramboli, N., Hamer Center for Community Design, 2008. Design for Disassembly (DfD) in the built environment. A guide to close-loop design and building.
- Hossain, M.U., Ng, S.T., Antwi-Afari, P., Amor, B., 2020. Circular economy and the construction industry: Existing trends, challenges and prospective framework for sustainable construction. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 130, 109948. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109948>
- HQE, 2005. HQE Certification. Haute Qualité Environnementale.
- iisBE, 2004. SBTool. International Initiative for Sustainable Building Environment.

- ISO 20887, 2020. Sustainability in buildings and civil engineering works — Design for disassembly and adaptability — Principles, requirements and guidance.
- Kamara, J.M., Heidrich, O., Tafaro, V.E., Maltese, S., Dejaco, M.C., Re Cecconi, F., 2020. Change factors and the adaptability of buildings. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/su12166585>
- Kucukvar, M., Tatari, O., 2013. Towards a triple bottom-line sustainability assessment of the U.S. construction industry. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 958–972. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0545-9>
- Marchi, L., Antonini, E., Politi, S., 2021. Green Building Rating Systems (GBRSs). *Encycl. Sustain. Technol.* 1, 998–1009. <https://doi.org/10.3390/encyclopedia1040076>
- Ness, D.A., Xing, K., 2017. Toward a Resource-Efficient Built Environment: A Literature Review and Conceptual Model. *J. Ind. Ecol.* 21, 572–592. <https://doi.org/10.1111/jiec.12586>
- ÖGNB, 2019. TQB Tool: Österreichische Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen.
- Pinheiro, M.D., 2019. Lider(A) Sistema Voluntário para a sustentabilidade dos ambientes construídos.
- Rahman, I.A., Memon, A.H., Tarmizi, A., 2013. Significant factors causing cost overruns in large construction projects in Malaysia. *J. Appl. Sci.* 13, 286–293.
- Runder Tisch Energie, Bauen St. Gallen: Werner Binotto, 2018. SNBS Swiss Sustainable Construction Standard.
- Tam, C.M., Tam, V.W.Y., Tsui, W.S., 2004. Green construction assessment for environmental management in the construction industry of Hong Kong. *Int. J. Proj. Manag.* 22, 563–571. <https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2004.03.001>
- The Ellen MacArthur Foundation, 2012. Towards a Circular Economy. Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition.

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS PARA EL REEMPLAZO DEL CARBONATO CÁLCICO EN LA FABRICACIÓN DE BALDOSAS CERÁMICAS

Castellano, Javier*; Sanz, Vicente; Cañas, Eugeni; Boira, Noemí; Sánchez, Enrique

Instituto de Tecnología Cerámica (IUTC), Universitat Jaume I (UJI), Av. Vicent Sos Baynat s/n, 12071 Castellón, España

*javier.castellano@itc.uji.es

Resumen

La fabricación de baldosas cerámicas constituye un importante punto de entrada para el reciclado de diferentes tipos de residuos tanto orgánicos como fundamentalmente inorgánicos. En el presente trabajo, se abordan las posibilidades de sustitución de materias primas que aportan carbonato cálcico por otras materias primas secundarias, o residuos, en baldosas cerámicas de revestimiento. Durante el ciclo de cocción de las baldosas cerámicas, el carbonato cálcico se descompone a partir de 800 °C en óxido de calcio y dióxido de carbono que se desprende a la atmósfera. Los residuos seleccionados como sustitutos son polvo de mármol y una ceniza de caldera de la industria papelera. Mientras que el polvo de mármol está constituido casi exclusivamente por calcita, la ceniza de caldera contiene mayoritariamente sílice y óxido de calcio aunque también tiene otros óxidos alcalinos y alcalinotérreos. Junto a estos residuos, se ha empleado también tiesto proveniente de baldosas cocidas defectuosas que han sufrido un proceso de molienda.

El objetivo de la investigación es evaluar la viabilidad técnica de la sustitución planteada. Para ello, se realizarán formulaciones a nivel de laboratorio con los residuos disponibles y se caracterizarán las principales propiedades tecnológicas tras la cocción: densidad aparente, contracción lineal y absorción de agua. Los resultados preliminares apuntan a un porcentaje de residuo en las composiciones finales en torno a 15% o superior, lo que supone el total reemplazo del carbonato cálcico actual.

Palabras clave: Baldosas cerámicas; residuos; carbonato cálcico; polvo de mármol; industria papelera

1. Introducción

El proceso de fabricación de baldosas cerámicas ofrece una excelente oportunidad para reciclar residuos de diferente naturaleza debido al tratamiento térmico a temperaturas elevadas que tiene lugar, el cual permite la eliminación o inertización de muchos tipos de residuos. Por un lado, una función común de los residuos reutilizados en composiciones cerámicas es la de actuar como material de baja temperatura de fusión, de naturaleza vítrea o vitrocristalina. Este es el caso de los residuos de vidrio, las cenizas volantes de central térmica o incineradora, algunos residuos mineros o las escorias de alto horno (Chandra et al., 2005; Ozturk and Gultekin, 2015). Por otro lado, también se ha abordado la incorporación de residuos de alta temperatura de fusión cuyo papel es el de material de relleno en la composición como sustituto parcial del cuarzo. De acuerdo con esta línea de actuación, se encontrarían residuos refractarios como las arenas de fundición, los residuos de hornos de fusión, las chamotas de productos cerámicos como sanitarios o ladrillos y algunos residuos procedentes de la construcción y demolición de edificios (Peng and Qin, 2018; Zouaoui and Bouaziz, 2017).

Una función adicional es la de incorporar óxidos alcalinotérreos, como óxido de calcio, sustituyendo al carbonato cálcico en composiciones de revestimiento con elevada porosidad. Algunos ejemplos de residuos con esta función son los residuos de polvo de mármol, algunos residuos de industria papelera o ciertas

escorias de alto horno o horno de arco eléctrico (Pal et al., 2016). Aunque en algunos casos se ha estudiado la sustitución completa del carbonato cálcico, a menudo la sustitución sólo puede ser parcial debido a que los residuos incorporan otros óxidos cromóforos o fundentes que pueden alterar el comportamiento y propiedades del producto final (Montero et al., 2009).

En esta investigación se pretende abordar el estudio de la sustitución del carbonato cálcico por materias primas secundarias aportadoras de óxido de calcio. Se trata de incorporar residuos cuya viabilidad de uso industrial esté contrastada y con una ubicación próxima al clúster cerámico de la provincia de Castellón. En base a lo anterior, se ha escogido una muestra de polvo de mármol de la industria de transformación del mármol de la Región de Murcia y una ceniza con alto contenido en óxido de calcio proveniente de una industria papelera de la provincia de Alicante. Junto a estos residuos, se ha empleado tiesto cocido de baldosas proveniente de la propia industria cerámica de Castellón.

2. Metodología

Se han utilizado 3 muestras de residuos provenientes de industrias españolas: corte y tratamiento del mármol (denominado M), ceniza de biomasa de industria papelera (denominado C) y tiesto de baldosas cocidas desechadas (denominado T). Junto a estas muestras, se ha utilizado una arcilla caolinítica y una arena cuarcífera provenientes de la provincia de Teruel. Ambas materias primas se emplean habitualmente en la industria cerámica. En la Tabla 1 se detalla la composición química de los residuos empleados. Según se desprende de la analítica, el polvo de mármol está formado casi exclusivamente por carbonato cálcico, siendo especialmente destacable la baja proporción de óxido de hierro, impureza no deseable en el proceso de fabricación cerámico por su impacto negativo sobre la blancura del producto cocido. Por otro lado, la muestra de residuo de la industria papelera (ceniza) está formada por sílice y óxido de calcio como componentes mayoritarios, aunque con una importante presencia de otros óxidos alcalinos (Na_2O y K_2O) y alcalinotérreos (MgO), los cuales pueden tener un papel relevante durante el tratamiento térmico de la composición en la que se incluyan.

Con estas materias primas se prepararon composiciones cuyo objetivo era maximizar la sustitución del carbonato cálcico por material residual aportador de óxido de calcio, tratando de preservar la procesabilidad de la composición y las propiedades finales de las baldosas obtenidas. La Tabla 2 detalla las fórmulas empleadas en las composiciones diseñadas. Como puede observarse, la sustitución del carbonato cálcico por polvo de mármol fue en la misma proporción dada la composición química de este residuo. Sin embargo, la muestra de residuo de ceniza se introdujo en un 20%. Con esta proporción se aporta aproximadamente un 6,7% de óxido de calcio y un 1% de óxido de magnesio, lo que puede, a priori, proporcionar las características requeridas por la composición de partida sin menoscabar la procesabilidad y las propiedades finales del producto. Con fines comparativos, se preparó una composición de referencia para baldosas de revestimiento (denominada STD) formulada a partir de carbonato cálcico puro (calcita), junto con la arcilla caolinítica y la arena cuarcífera. Como puede también observarse, en todos los casos se introdujo una proporción fija (un 10%) de tiesto de baldosas cerámicas cocidas, con el fin de incrementar la proporción total de materias primas secundarias en el conjunto de la composición de partida.

Para la preparación de cada composición, las baldosas cerámicas cocidas se trituraron en un triturador de mandíbulas, mientras que las materias primas y los residuos, a excepción de la ceniza de biomasa, se molturaron vía seca en un molino de martillos con tamiz de 500 μm . Posteriormente, las composiciones de la Tabla 2, se molieron con agua en un molino de bolas de laboratorio hasta obtener un residuo sobre tamiz de 63 μm inferior a 1% en peso. Las suspensiones acuosas obtenidas se secaron en lámparas de infrarrojos y el polvo seco se acondicionó a continuación por pulverización con agua hasta una humedad de 5,5% en peso. Se prensaron probetas cilíndricas de 40 mm de diámetro y 4-5 mm de espesor con el polvo acondicionado utilizando una presión de 250 kg/cm^2 . Las probetas prensadas se secaron en estufa de laboratorio a 110 $^\circ\text{C}$ durante 24 horas y, una vez secas, se determinó su densidad aparente a partir de la medida de la masa y las dimensiones obtenidas mediante pie de rey. Las probetas secas se cocieron en

horno eléctrico de laboratorio (Horno rápido, Pirometro) hasta temperaturas máximas de cocción que variaron entre 1075 °C y 1175 °C siguiendo un ciclo rápido de cocción de 50 minutos que trata de simular el que tiene lugar en la industria. Las probetas cocidas se caracterizaron de forma comparativa con la composición STD. Así, se determinó la contracción lineal mediante medida dimensional de los diámetros antes y después de la cocción y la porosidad de las piezas cocidas a partir de la medida de su absorción de agua según norma UNE-EN ISO 10545-3:2018. Finalmente, las microestructuras de algunas de las piezas cocidas fueron observadas en un microscopio electrónico de barrido de emisión de campo (Quattro S, Thermo Fisher).

Tabla 1. Composición química (% peso) del polvo de mármol (M), la ceniza de biomasa (C) y el tiesto triturado (T)

Componente	M (%)	C (%)	T (%)
SiO ₂	1,2	38,6	66,7
Al ₂ O ₃	0,2	3,0	17,6
Fe ₂ O ₃	0,1	2,5	1,5
CaO	52,2	33,5	7,2
MgO	2,5	5,2	1,1
Na ₂ O	0,1	3,4	1,1
K ₂ O	0,1	8,9	2,1
Pérdidas	43,4	2,9	0,5
Minoritarios	0,2	2,0	2,2

Tabla 2. Composiciones empleadas en el estudio (porcentajes en peso)

Componente	STD (%)	C1 (%)	C2 (%)
Arcilla caolinítica	45	45	42
Arena cuarcífera	30	30	28
Calcita comercial	15	-	-
Polvo de mármol (M)	-	15	-
Ceniza de biomasa (C)	-	-	20
Tiesto triturado (T)	10	10	10

3. Resultados y discusión

En la Tabla 3 se detallan los valores de la densidad aparente en seco de las probetas cilíndricas prensadas. Como puede observarse, la composición con el polvo de mármol presenta un valor de densidad aparente (compacidad) muy similar al de la composición estándar, lo que confirma el escaso impacto sobre el empaquetamiento de la composición al sustituir la misma proporción de carbonato cálcico industrial por polvo de mármol. Sin embargo, la adición de la ceniza si altera algo más la compacidad de la muestra, ya que la cantidad de residuo añadido es mayor (un 20%), lo que provoca que la relación óptima arcilla/cuarzo se vea ligeramente alterada. Ello afecta al balance entre las partículas de mayor tamaño, fundamentalmente cuarzo proveniente tanto de la arena como de la propia arcilla y partículas de residuo, y las de menor tamaño, aportadas por el mineral arcilloso que optimizan el empaquetamiento de las partículas (Amorós et al., 2010). No obstante, este valor podría aumentarse de forma sencilla realizando pequeñas modificaciones en la composición para adecuarlo al intervalo habitual de la práctica industrial (1,8-2,0 g/cm³) (Escardino, 1992). Estos resultados confirman que la introducción de ambos residuos en una composición estándar de revestimiento poroso (azulejo) no resulta perjudicial para el desempeño de la etapa de prensado del proceso industrial de fabricación.

Tabla 3. Densidad aparente en seco (ρ) de las probetas prensadas

Composición	ρ (g/cm ³)
STD	1,88
C1	1,85
C2	1,70

En la Figura 1 se detallan los diagramas de cocción en los que se representa la variación de la contracción lineal y la absorción de agua de las piezas prensadas con la temperatura máxima de cocción.

Como puede observarse, una composición típica empleada en la fabricación de baldosas de revestimiento poroso (composición STD) se caracteriza por un intervalo inicial de temperaturas (entre 1100 y 1140 °C), en el que tanto la contracción de la pieza como su porosidad (absorción de agua) experimentan poca variación, lo que le confiere a este tipo de composiciones una gran estabilidad dimensional frente a las eventuales variaciones de temperatura que se puedan producir en el procesado industrial. A partir de 1140 °C, se produce un incremento gradual de la contracción y una disminución de la absorción. Este comportamiento es consecuencia de las formulaciones empleadas (Sánchez et al., 1990). En efecto, la aportación de óxido alcalinotérreo (generalmente óxido de calcio aportado en forma de carbonato cálcico) facilita la formación de fases cristalinas (wollastonita y anortita fundamentalmente) al reaccionar con la sílice y alúmina provenientes de la descomposición del mineral arcilloso, lo que retrasa el proceso de sinterización a temperaturas más elevadas. Este mecanismo de sinterización por reacción ha sido ampliamente descrito en la bibliografía para el sistema SiO₂-Al₂O₃-CaO (Klosek-Wawrzyn et al., 2013).

Por otro lado, en las formulaciones con residuos se observa un comportamiento similar entre ambas y con la composición STD. Así, por un lado, la composición C1 que incluye el polvo de mármol preserva en gran medida el comportamiento ya observado en la composición estándar, es decir, un amplio intervalo de temperaturas en el que, tanto la contracción lineal de la pieza como su absorción de agua varían muy poco, lo que le confiere un amplio intervalo de cocción para la fabricación a escala industrial. Este resultado confirma, de nuevo, que la sustitución del carbonato cálcico comercial por polvo de mármol apenas tiene incidencia sobre el comportamiento de la composición en las diferentes etapas del proceso de fabricación. Respecto a la composición C2, se observa un incremento de la absorción de agua, debido a la menor compacidad de las piezas prensadas, con una contracción similar a las demás composiciones en el intervalo de temperaturas de cocción habitual. A temperaturas más elevadas, por encima de 1150 °C, se aprecia un mayor impacto de la temperatura sobre las propiedades, ya que tanto la contracción lineal como la absorción de agua exhiben una mayor variación, aunque esto ocurre a temperaturas por encima del intervalo al que se debe cocer este tipo de productos (1100-1140 °C). La causa de esta mayor variación observada es doble. Por un lado, la proporción total de óxido de calcio aportado por un 20% de ceniza sería algo inferior al aportado por un 15% de carbonato cálcico incluido en la composición estándar o en la composición C1. Si bien la muestra de residuo de ceniza también incorpora óxido de magnesio, la reactividad de este óxido frente al óxido de calcio es inferior, lo que conduce, probablemente, a una menor generación de fases cristalinas que proporcionan estabilidad a las piezas durante el ciclo de cocción, tal como se ha indicado anteriormente. Por otro lado, la incorporación de óxidos alcalinos (sodio y potasio), aunque en pequeña proporción, por parte de la ceniza, promueve el mecanismo de sinterización en fase líquida (Sokolar, 2007), lo que se traduce en una mayor variación de contracción lineal (y absorción de agua) de las piezas con la temperatura de cocción.

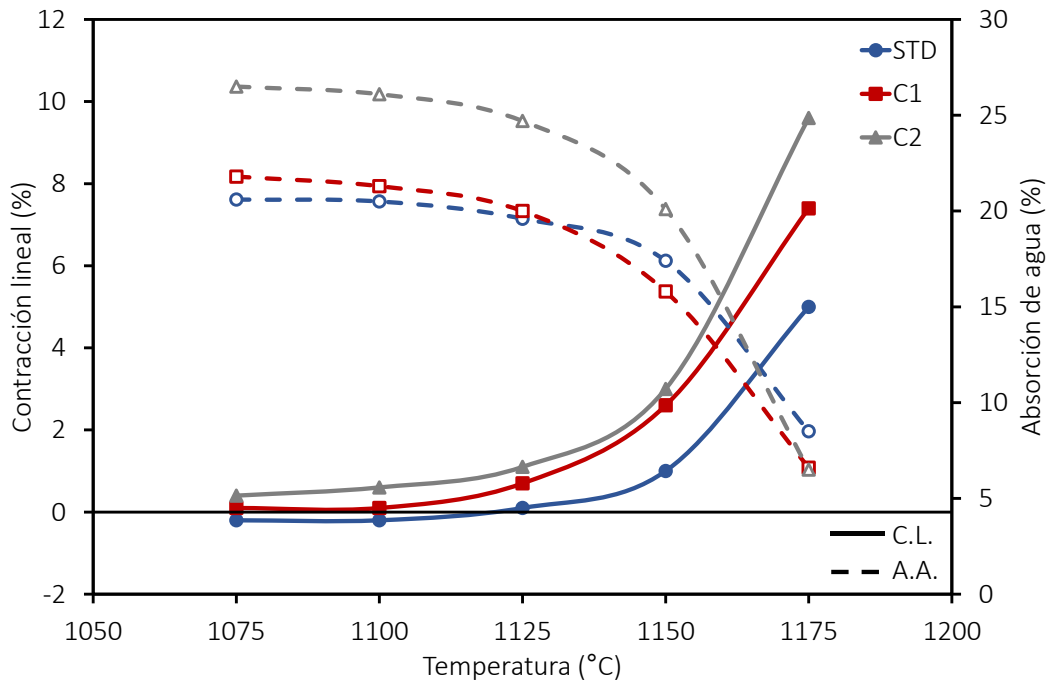


Figura 1. Diagramas de cocción (variación de la contracción lineal y la absorción de agua de las piezas con la temperatura de cocción) para las composiciones estudiadas: STD con calcita, C1 con polvo de mármol y C2 con ceniza de biomasa

Finalmente, en la figura 2 se muestran las micrografías obtenidas en el microscopio electrónico de las probetas cocidas a 1125 °C con ambas composiciones C1 y C2 así como con la composición STD. Se ha escogido esta temperatura por encontrarse, en todos los casos en la zona en la que las curvas de contracción lineal y absorción de agua experimentan poca variación con la temperatura (zona óptima de trabajo a escala industrial) con las composiciones ensayadas (STD, C1 y C2). Como puede observarse, de forma general, la microestructura de las tres piezas es muy similar, al tratarse de productos porosos en los que se ha generado cierta fase líquida durante el tratamiento térmico, lo que explicaría el carácter algo redondeado de los poros presentes (marcados como P), sobre todo en las muestras STD y C1. Aunque no existen grandes diferencias, en la muestra C2 se observa una microestructura con mayor porosidad como consecuencia de la menor compactación de las piezas prensadas a partir de esta composición. Por otro lado, también es evidente la presencia de fases cristalinas sin reaccionar, como es el caso del cuarzo marcado como Q.

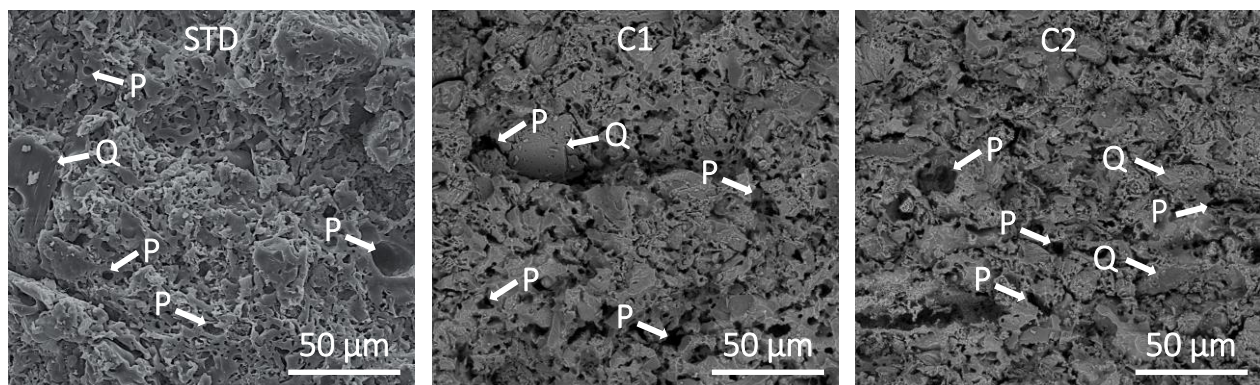


Figura 2. Micrografías obtenidas en microscopio electrónico de las probetas de las tres composiciones ensayadas (STD con calcita, C1 con polvo de mármol y C2 con ceniza de biomasa) cocidas a 1125 °C (P = poro, Q = cuarzo)

4. Conclusiones

Se han diseñado composiciones para la fabricación de baldosas cerámicas de revestimiento, utilizando tres residuos industriales: polvo de mármol, ceniza de la industria papelera y tiesto cocido de baldosas. Se ha comprobado que es posible desarrollar baldosas cerámicas cuyo comportamiento durante las etapas del proceso de fabricación (prensado y cocción), así como las propiedades del producto cocido (tamaño y porosidad) se asemejan, o prácticamente reproducen (como en el caso de la composición con polvo de mármol), a una composición estándar de revestimiento poroso utilizada como referencia. En base a los resultados obtenidos, es técnicamente viable fabricar baldosas cerámicas para revestimiento sustituyendo completamente el carbonato cálcico comercial, bien por la misma proporción de polvo de mármol o por una mayor proporción de ceniza de la combustión de biomasa de la industria del papel. Estos resultados contribuyen a la valorización de residuos de dos industrias manufactureras de gran importancia en España, apostando por una estrategia relacionada con una economía de recursos cada vez más circular.

Agradecimientos

Expresamos nuestro agradecimiento a la Universidad Jaime I de Castellón por la aportación de recursos en el marco del programa Estudia e Investiga del curso 2022-23. También deseamos expresar nuestro agradecimiento al Centro Tecnológico del Mármol, Piedra y Materiales (CTM) y a la empresa Hinojosa por el suministro de las muestras de residuo.

Referencias

- Amorós, J.L., Orts, M.J., Mestre, S., Garcia-Ten, J., Feliu, C., 2010. Porous single-fired wall tile bodies: influence of quartz particle size on tile properties. *J. Eur. Ceram. Soc.* 30, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2009.08.001>
- Chandra, N., Agnihotri, N., Bhasin, S., Khan, A.F., 2005. Effect of addition of talc on the sintering characteristics of fly ash based ceramic tiles. *J. Eur. Ceram. Soc.* 25, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2004.01.004>
- Escardino, A., 1992. Single-fired ceramic wall tile manufacture. *Qualicer* 1992, 111–140.
- Klosek-Wawrzyn, E., Malolepszy, J., Murzyn, P., 2013. Sintering behavior of kaolin with calcite. *Procedia Eng.* 57, 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2013.04.073>
- Montero, M.A., Jordán, M.M., Almendro-Candel, M.B., Sanfeliu, T., Hernández-Crespo, M.S., 2009. The use of a calcium carbonate residue from the stone industry in manufacturing of ceramic tile bodies. *Appl. Clay Sci.* 43, 186–189. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.08.003>
- Ozturk, Z.B., Gultekin, E.E., 2015. Preparation of ceramic wall tiling derived from blast furnace slag. *Ceram. Int.* 41, 12020–12026. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2015.06.014>
- Pal, M., Das, S., Gupta, S., Das, S.K., 2016. Thermal analysis and vitrification behavior of slag containing porcelain stoneware body. *J. Therm. Anal. Calorim.* 124, 1169–1177. <https://doi.org/10.1007/s10973-015-5179-7>
- Peng, L., Qin, S., 2018. Mechanical behaviour and microstructure of an artificial stone slab prepared using a SiO₂ waste crucible and quartz sand. *Constr. Build. Mater.* 171, 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.141>
- Sánchez, E., García, J., Sanz, V., Ochandio, E., 1990. Raw material selection criteria for the production of floor and wall tiles. *Tile Brick Int.* 6, 15–21.
- Sokolar, R., 2007. Dry pressed ceramic tiles on the basis of fly ash. *InterCeram* 56, 30–35.
- Zouaoui, H., Bouaziz, J., 2017. Performance enhancement of the ceramic products by adding the sand,

chamotte and waste brick to a porous clay from Bir Mcherga (Tunisia). *Appl. Clay Sci.* 143, 430–436.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.04.015>

RESIDUOS DE BALDOSAS DE GRES CERÁMICO COMO ÁRIDO RECICLADO EN HORMIGÓN ESTRUCTURAL

Reig, Lucía^{1*}; Melchor-Eixea, Antoni²; Albero, Vicente²; Roig-Flores, Marta²; Pitarch, A.M.¹; Hernández-Figueirido, David²; Piquer, Ana²

¹Tecnología, Calidad y Sostenibilidad en la Construcción, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, España

²Cálculo de Estructuras y Mecánica Computacional, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, España

*lreig@uji.es

Resumen

La producción mundial de baldosas cerámicas ha crecido significativamente, pasando de 9515 a 16093 millones de m² fabricados en 2010 y 2020, respectivamente. Ello genera importantes cantidades de residuos cerámicos, tanto porque mayoritariamente son depositados en vertederos al final de su vida útil, como por defectos originados durante su fabricación. Así, se estima que entre un 3 y 7 % de los productos cerámicos son rechazados para la venta debido a imperfecciones. En esta investigación se utilizaron residuos de baldosas de gres cerámico (GC) como sustituto parcial de árido natural (AN) calizo en hormigón. Se estudió la granulometría, densidad, absorción de agua y resistencia al desgaste de los áridos. Asimismo, se prepararon siete dosificaciones distintas: referencia (REF), sustitución del 20, 50 y 100% de arena natural por reciclada (AFGC), y sustitución del 20, 50 y 100% de grava natural por reciclada (AGGC). Para cada una de estas mezclas se determinó la trabajabilidad del hormigón fresco a los 10 y 30 min, así como la resistencia a compresión, tracción y la permeabilidad al agua del hormigón endurecido, en muestras curadas en cámara húmeda a 20°C y 100%HR. Los resultados obtenidos muestran que los áridos de GC reciclados presentan mayor dureza, menor densidad y valores de absorción de agua semejantes a los naturales. La trabajabilidad, resistencia a compresión, tracción y penetración de agua resultaron muy similares entre los hormigones fabricados con áridos naturales y reciclados, concluyendo que la aplicación del GC reciclado como árido en hormigón sería una solución ecosostenible.

Palabras clave: Hormigón; baldosas cerámicas de gres; árido reciclado; reducción de residuos.

1. Introducción

La industria de la construcción es responsable de más del 35% del CO₂ emitido en todo el mundo y consume más del 40% de la energía total producida (Zhao et al., 2020). Entre los diferentes materiales de construcción utilizados, se estima que se producen 30000 millones de toneladas de hormigón al año, lo que corresponde al 3% de la demanda mundial de energía y al 8% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Miller y Moore, 2020). Aproximadamente el 60-75% del hormigón está compuesto por áridos naturales no renovables y, según el estudio realizado por Struble y Godfrey (2004), sustituir áridos naturales (AN) por reciclados no implica una reducción significativa de la demanda energética, ya que, de los 0,893 MJ necesarios para preparar 1 kg de hormigón convencional (30 MPa a los 28 días y relación w/c de 0,48), sólo 0,056 MJ se atribuyen a los áridos. No obstante, reutilizar residuos industriales en el hormigón minimiza el consumo de recursos naturales y, si las plantas de residuos están próximas a la producción de hormigón, permite reducir también las emisiones asociadas al transporte.

Pese a que reutilizar residuos cerámicos (RC) podría contribuir significativamente a la economía circular, al minimizar el consumo de recursos naturales y el impacto visual asociado a su acumulación en vertederos, según la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) (European Environment Agency, 2022), la mayor parte de los RC no se reutilizan o se utilizan en aplicaciones de bajo valor, como el asfaltado de carreteras. Sin embargo, varios estudios han reutilizado con éxito baldosas cerámicas como sustituto de AN en hormigón (Goyal et al., 2021; Rashid et al., 2017; Bommisetty et al., 2019; Sivakumar et al., 2022), observando la mayoría de ellos pérdida de trabajabilidad al aumentar el contenido de RC (Goyal et al., 2021; Rashid et al., 2017), lo que se atribuyó a la mayor absorción de agua de los áridos reciclados cerámicos. Las propiedades mecánicas obtenidas al sustituir AN por residuos de baldosas cerámicas (BC) fueron, en general, similares a las obtenidas en el hormigón de referencia, o incluso mejores para un contenido dado de áridos reciclados. Más concretamente, al sustituir hasta un 25% de grava natural por BC, las propiedades mecánicas mejoraron ligeramente en comparación con las obtenidas para el hormigón de referencia. Algunos estudios obtuvieron resultados óptimos con porcentajes de sustitución del 20% (35,55 MPa) (Bommisetty et al., 2019) o del 15% (50 MPa) (Goyal et al., 2021). Sivakumar et al. (2022) reemplazaron hasta un 50% de los AN (gruesos y finos) por BC y, pese a que no observaron una mejora de las propiedades mecánicas al utilizar grava de BC, si obtuvieron mejores valores de resistencia a compresión que el hormigón de referencia en los hormigones preparados con un 30% de arena reciclada, así como en los desarrollados sustituyendo el 20% de los AN por áridos BC gruesos y finos. Rashid et al. (2017) también observaron mejores propiedades mecánicas en hormigón con áridos reciclados de BC, de forma que la resistencia de las muestras preparadas con un 20 y un 30% de BC mejoró en un 20% en comparación con el hormigón de referencia. Los autores atribuyeron esta ganancia de resistencia a una mejora de la zona de transición interfacial (ZTI) entre las partículas recicladas y la pasta conglomerante, debido a cierta reacción puzolánica de las BC utilizadas.

Las baldosas cerámicas de gres se fabrican a temperaturas fundamentalmente comprendidas entre 1150 °C y 1250 °C, lo que genera un producto duro, no poroso y muy resistentes a los cambios de temperatura. España es actualmente el mayor productor de baldosas cerámicas de la Unión Europea y el quinto a nivel mundial. En 2020 exportó 415 millones de m² (81,4% de su producción nacional), siendo el segundo país exportador del mundo (Baraldi, 2021). Según la Asociación Española de Fabricantes de Azulejos y Pavimentos Cerámicos (ASCER), en 2021 había registradas en España 137 empresas relacionadas con la fabricación de baldosas cerámicas, y aproximadamente el 80% de ellas y el 94% de la producción se localizaban en la provincia de Castellón. La proximidad geográfica a empresas azulejeras aportaría la gran ventaja de que las emisiones asociadas al transporte de este residuo cerámico serían bajas, siendo así un proceso de fabricación más ecológico. Las BC utilizadas en el presente estudio fueron suministradas por una empresa ubicada en Onda (provincia de Castellón). Entre los diferentes tipos de residuos cerámicos que suministra la empresa, en el presente estudio se seleccionó un residuo de gres cerámico (GC), dada su mayor homogeneidad, menor porosidad y mayor resistencia. Se trata de un residuo directamente procedente de la industria cerámica, por lo que no está mezclado con otros residuos de construcción y demolición. En estudios previos, Pitarch et al. (2021) y Mas et al. (2016), utilizaron este tipo residuo de baldosas cerámicas como sustituto parcial de cemento Portland y observaron actividad puzolánica. En la presente investigación, dicha actividad podría mejorar la ZTI entre los áridos reciclados y la matriz cementante. En resumen, existen estudios previos satisfactorios sobre la reutilización de residuos de BC como sustituto parcial de AN en hormigón estructural. No obstante, determinadas propiedades esenciales de los residuos cerámicos, como su absorción de agua, dureza o composición química y mineralógica están fuertemente influenciadas por el proceso de fabricación de las baldosas cerámicas, por lo que generalmente varían en función del producto cerámico. Asimismo, las grandes cantidades de residuos de BC generadas son normalmente depositadas en vertederos. Por todo ello, resulta de gran interés proporcionar más información sobre el uso de residuos de BC como árido reciclado en el hormigón estructural, lo que permitirá ampliar sus posibilidades de reutilización, contribuyendo significativamente con ello a la economía circular.

2. Metodología

2.1 Caracterización de los áridos

En el presente estudio, tanto los AN como los de GC se caracterizaron analizando su distribución granulométrica (EN 933-1), absorción de agua (EN 1097-6), resistencia al desgaste (EN 1097-1 y UNE 85-115-89), densidad (EN 1097-6) y composición mineralógica (difracción de rayos X, DRX). La Figura 1a muestra los cuatro áridos utilizados en el presente estudio: árido grueso natural (AGN); árido fino natural (AFN); árido grueso de gres cerámico (AGGC); y árido fino de gres cerámico (AFGC). Tal como muestra la Figura 1b, se distinguió entre áridos finos ($D < 4$ mm, arena) y áridos gruesos ($D > 4$ mm, grava), con una granulometría máxima de 12 mm. Las gravas AGN y AGGC presentaron tamaños de partícula similares, siendo las partículas cerámicas ligeramente más gruesas. Sin embargo, la granulometría de las arenas fue significativamente distinta, siendo las partículas AFGC más grandes, con una distribución menos uniforme en comparación con la AFN. Ello se atribuye a la mayor dureza del GC en comparación con el AN, lo que implica mayor consumo energético para obtener un tamaño de partícula similar al del AN, lo que sería contraproducente desde un punto de vista medioambiental y económico.

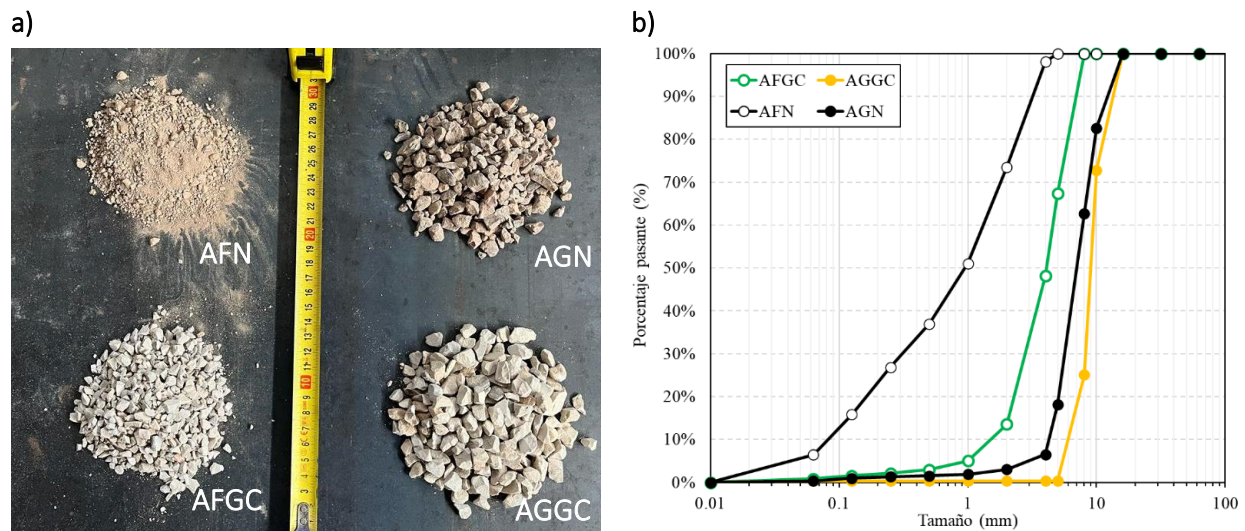


Figura 1. a) Áridos naturales en la parte superior y áridos de gres cerámico en la parte inferior. (b) Curvas granulométricas de los diferentes áridos utilizados

La Tabla 1 presenta la densidad, absorción de agua y resistencia al desgaste de los áridos ensayados. Tal como se observa, los áridos cerámicos presentaron menor densidad que los naturales calizos, y las partículas más finas (arena) mostraron resultados ligeramente superiores a las gravas.

Tabla 1. Propiedades físico-mecánicas de los áridos

	Árido grueso (4/12)		Árido fino (0/4)	
	Natural (AGN)	Reciclado (AGGC)	Natural (AFN)	Reciclado (AFGC)
Densidad aparente (kg/m^3)	2771,20	2373,70	2843,00	2423,30
Densidad seca (kg/m^3)	2615,20	2278,80	2808,90	2285,40
Densidad saturada con superficie seca (kg/m^3)	2671,50	2318,80	2820,90	2342,30
Absorción de agua (%)	1,60	1,76	3,43	2,49
Resistencia al desgaste (%)	24,05	3,76	28,75	17,20

Según Medina et al. (2020), los valores de absorción de agua de los áridos reciclados de BC pueden oscilar entre 1,4-11,6% y 2,0-17,2% para áridos gruesos y finos, respectivamente. La gran amplitud de valores se atribuye a variabilidad de baldosas cerámicas disponibles en el mercado, en función de distintas variables

en el proceso de producción de las baldosas. Los valores obtenidos en el presente estudio son similares a los reportados por Silva et al. (2014), quienes encontraron una fuerte influencia de la temperatura de sinterización y del espesor de las baldosas cerámicas en la densidad aparente y la absorción de agua. Los autores (Silva et al., 2014) observaron la mayor absorción de agua (más del 3%) al sinterizar a 1180 °C, mientras que las baldosas sinterizadas a 1200 °C y 1220 °C tuvieron una absorción inferior al 0,5%. Así, los valores de absorción de agua obtenidos en el presente estudio confirman que los residuos de GC utilizados proceden de una mezcla de baldosas cerámicas sinterizadas fundamentalmente entre 1150 y 1200 °C.

La resistencia al desgaste se determinó en el equipo Micro-Deval, adaptando para ello los procedimientos indicados en la normas EN 1097-1 para áridos gruesos (500 g de material, 5 kg de bolas de acero inoxidable, 2,5 kg de agua y 12000 revoluciones a 100±5 rpm); y UNE 85-115-89 para áridos finos (500 g de material, 2,5 kg de bolas de acero inoxidable, 2,5 kg de agua y 1500 revoluciones a 100±5 rpm). En línea con las diferencias granulométricas presentadas por la arena natural y la reciclada, Figura 1b, los áridos de GC presentaron menor pérdida de masa tras el ensayo (3,76% y 17,20% para la grava y arena GC, respectivamente, respecto a 24,05% y 28,65% registrados para la grava y arena natural, respectivamente), lo que denota una mayor resistencia al desgaste de los GC respecto a los AN.

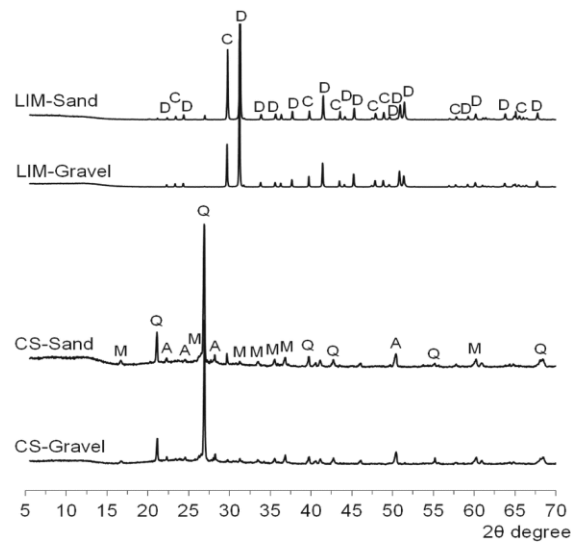


Figura 2. Difractograma de rayos X de AN calizo y reciclado de GC. D: Dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$); C: Calcita (CaCO_3); Q: Cuarzo (SiO_2); A: Albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$); M: Mullita ($\text{Al}_6\text{Si}_2\text{O}_{13}$)

Finalmente, la Figura 2 presenta el difractograma de rayos X de las partículas de AN y GC. Pese a que se distinguieron los mismos picos independientemente de si se trataba de arena o grava, su intensidad resultó ligeramente inferior en la grava que en la arena. Se identificaron fases diferentes en el GC y en el AN. Así, mientras que el cuarzo (Q, SiO_2 , PDFcard 77-1060), la mullita (M, $\text{Al}_6\text{Si}_2\text{O}_{13}$, PDFcard 79-1455) y el feldespato sódico albita (A, $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$, PDFcard 89-6423) fueron las principales fases cristalinas identificadas en las partículas de GC, las señales debidas a la calcita (C, CaCO_3 , PDFcard 85-849) y al carbonato de calcio y de magnesio dolomita (D, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, PDFcard 71-1662) fueron detectadas en los difractogramas de los AN calizos.

2.2. Diseño del hormigón

La Tabla 2 muestra las proporciones de los distintos componentes de las amasadas de hormigón: cemento, áridos, agua y superplastificante. La nomenclatura de cada mezcla se estableció según el tipo de árido utilizado y su nivel de sustitución. Así, se prepararon siete amasadas utilizando una hormigonera de cubeta, con sustituciones de AN fino y grueso por GC al 20, 50 y 100% en volumen: REF, AFGC20, AFGC50, AFGC100, AGGC20, AGGC50 y AGGC100. Con el fin de evaluar el efecto de la sustitución de áridos naturales por reciclados, se preparó también una amasada de referencia (Ref.). Se determinó el contenido de humedad

de los áridos previo a su utilización: AFN (1,9%HR), AFGC (1,3%HR), AGN (0,4%HR) y AGGC (0,2%HR). Dadas las diferentes densidades de los áridos, la sustitución se realizó en volumen y, con el fin de trabajar con una relación agua/cemento efectiva constante, se corrigió la cantidad de total de agua en las mezclas en función del coeficiente de absorción de los áridos y su humedad previa al amasado.

En todas las amasadas del estudio se utilizó cemento Portland CEM II/B-L 32,5 N, suministrado por Élite Cementos S.L y acorde con la norma europea EN 197-1 para cementos comunes. Se trata una mezcla de cemento Portland más respetuoso con el medio ambiente que un CEM I, dado su menor contenido en Clinker por la presencia de filler calizo. La trabajabilidad de las mezclas se mejoró añadiendo una cantidad constante del superplastificante MC-Powerflow 3200, suministrado por la empresa MC-Bauchemie.

Tabla 2. Dosificaciones de las amasadas de hormigón

ID	Cemento (kg)	Áridos Finos (kg)		Árido Grueso (kg)		Agua			Super-plastificante (kg)
		AFN	AFGC	AGN	AGGC	Agua efectiva (L)	Ratio a/c	Agua total (L)	
Ref.	425	651,0	-	1082,0	-	185	0,44	207,7	2,89
AFGC20		520,8	110,9	1082,0	-			207,1	
AFGC50		325,5	277,3	1082,0	-			206,2	
AFGC100		-	554,6	1082,0	-			204,6	
AGGC20		651,0	-	565,6	184,3			208,1	
AGGC50		651,0	-	541,0	460,9			208,6	
AGGC100		651,0	-	-	921,7			209,5	

2.2. Ensayos desarrollados

Con el fin de evaluar la trabajabilidad de las diferentes mezclas de hormigón desarrolladas y la influencia del residuo de GC, se realizaron dos ensayos de cono de Abrams por amasada (UNE-EN 12350-2, Figura 3a). La primera prueba de asentamiento se realizó a los 10 minutos tras el vertido del agua, para evaluar la consistencia y fluidez de la mezcla. La otra prueba se realizó a los 30 minutos, para evaluar la trabajabilidad en la fase final del proceso de mezclado.

La influencia del GC sobre las propiedades mecánicas del hormigón desarrollado se determinó sobre un total de 78 probetas. La resistencia a compresión se evaluó en probetas cúbicas de 100 mm de lado (42 cubos, 6 probetas por mezcla). La resistencia a la tracción indirecta y a la penetración del agua se determinó en cilindros de 100 mm de diámetro y 300 mm de altura, preparando para ello un total de 36 probetas (6 de REF, AFGC50, AFGC100, AGGC50, AGGC100 y 3 probetas de AFGC20 y AGGC20).

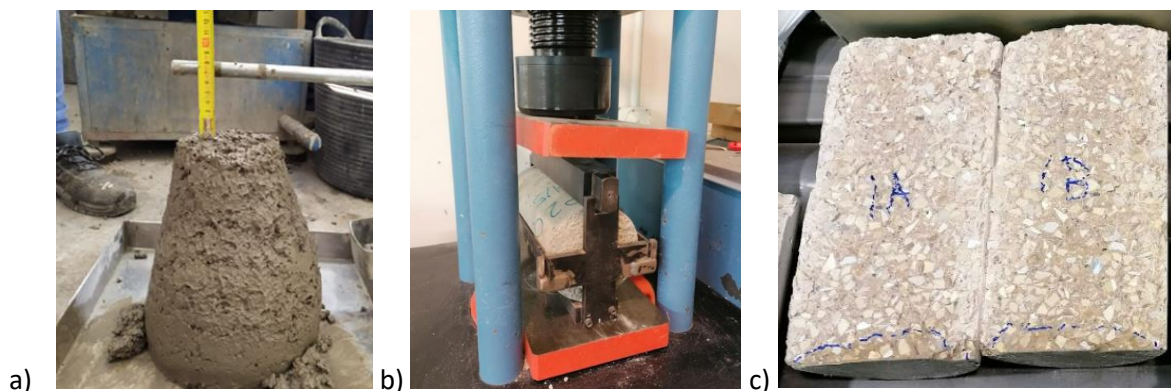


Figura 3. Ensayos de: a) Asentamiento en cono de Abrams. b) Resistencia a tracción. c) Penetración de agua

Tras amasar y moldear las probetas, se cubrieron con lonas de plástico para mantener la humedad durante las primeras horas del proceso de curado. Transcurridas 24 horas, las probetas se desmoldaron y se colocaron en una cámara de curado, a 20°C y 100%HR, para permitir que el hormigón alcanzara su resistencia óptima.

Los ensayos de resistencia a compresión se realizaron de acuerdo con la norma EN12390-3, en una prensa hidráulica con una capacidad máxima de 1500 kN, aplicando una carga de 6 KN/s, hasta la rotura de las probetas. Cada tipo de hormigón se ensayó a 7 y 28 días de curado. La resistencia a tracción se determinó en la misma prensa, mediante el ensayo de tracción indirecta (Figura 3b, norma EN12390-6). Los ensayos de penetración de agua se realizaron según norma EN12390-8, determinando la profundidad máxima y media de penetración de agua en la probeta (Figura 3c).

Para garantizar que todas las mezclas se someten a las mismas condiciones y que cualquier variación en las propiedades de las probetas pueda atribuirse únicamente al tipo de árido utilizado, y no a variaciones en el proceso de producción, todas las etapas (dosificación, amasado, preparación de probetas, curado y caracterización) se realizaron bajo una estrecha vigilancia y minucioso control.

3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los ensayos. Cabe destacar que el hormigón es un material con una alta dispersión debido a su naturaleza no homogénea. Así pues, aunque el material y la metodología sean los mismos, los resultados pueden variar en cierta medida.

3.1 Hormigón fresco

La Figura 4a muestra la trabajabilidad en fresco del hormigón, determinada mediante el ensayo de asentamiento en cono de Abrams. Tal como se observa, el asentamiento varió entre 9 mm y 23 mm a los 10 minutos, y entre 7 mm y 17 mm a los 30 minutos. La mezcla AFGC100, preparada sustituyendo 100% de la arena natural caliza, mostró un valor anómalo de trabajabilidad a los 10 minutos, indicando un posible error durante el proceso de mezclado del hormigón. Pese a que, en general, todas las mezclas presentaron una trabajabilidad semejante a los 10 minutos, a los 30 minutos las probetas con árido reciclado de GC presentaron mayor trabajabilidad que el hormigón de referencia. El asentamiento y la trabajabilidad aumentaron con contenidos crecientes de grava reciclada.

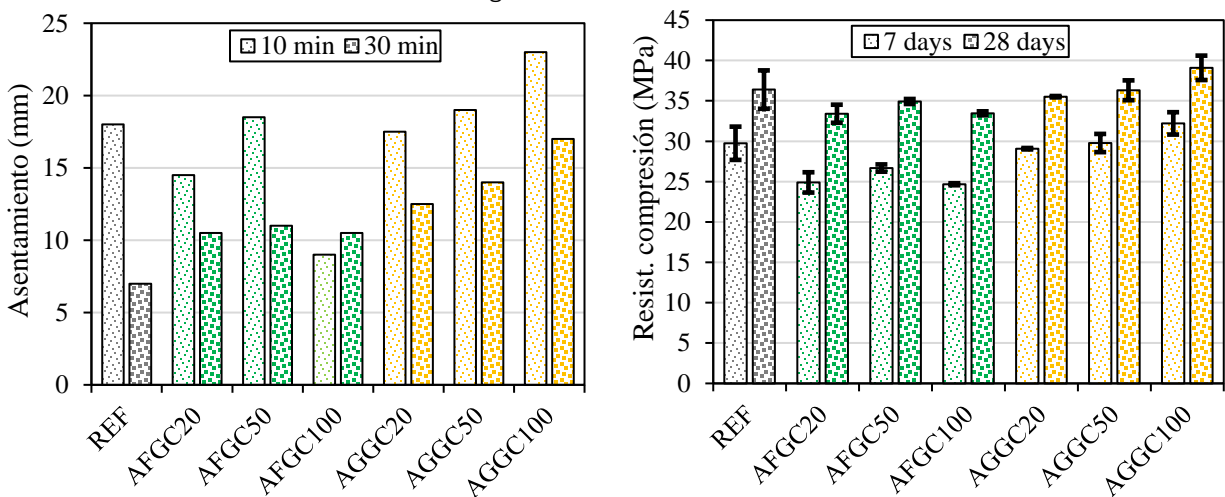


Figura 4. a) Resultados del ensayo del cono de Abrams. b) Resistencia a compresión

3.2 Hormigón endurecido

La Figura 4b muestra la resistencia a compresión de probetas curadas durante 7 y 28 días, cuyos valores oscilaron entre 24,7 MPa y 32,2 MPa y entre 33,4 MPa y 39,1 MPa, respectivamente. El hormigón con GC presentó una resistencia a compresión comparable a la del hormigón convencional. Tanto a 7 como a 28 días, el hormigón preparado con arena reciclada de GC presentó una resistencia a compresión ligeramente inferior a la del hormigón de referencia, mientras que las muestras preparadas con sustitución de grava

presentaron valores similares a la probeta control. La probeta AGGC100, con sustitución total de la grava natural, presentó una resistencia ligeramente superior a la del hormigón tradicional.

Todos los hormigones desarrollados presentaron valores similares de resistencia a tracción indirecta, con valores comprendidos entre 2,33 MPa y 2,65 MPa (Figura 5a). Los resultados fueron muy similares al sustituir la arena natural por reciclada, y ligeramente inferiores en las probetas con sustitución de grava. No obstante, esta variación se atribuye principalmente a la dispersión propia del hormigón.

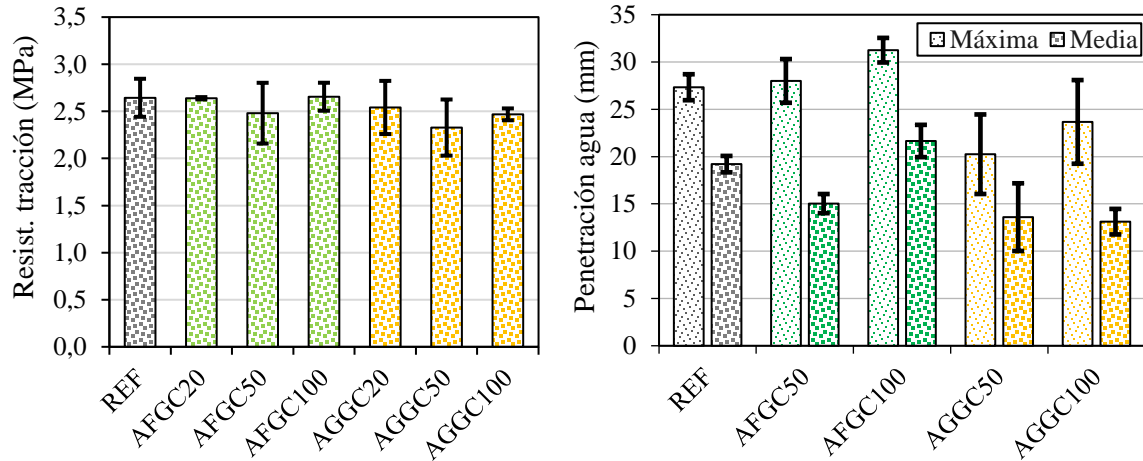


Figura 5. a) Resistencia a tracción. b) Penetración de agua

Por último, la Figura 5b muestra la permeabilidad al agua del hormigón desarrollado, cuyas profundidades máxima y media oscilaron entre 20 mm y 31 mm y entre 13 mm y 22 mm, respectivamente. En línea con la resistencia a compresión obtenida, la penetración de agua aumentó ligeramente al sustituir arena natural por reciclada de GC, y disminuyó al sustituir grava. La mayor permeabilidad observada al sustituir AN fino por GC se atribuye al mayor tamaño de la arena reciclada y su distribución de partículas menos uniforme, más discontinua (Figura 1b), lo que implica mayor dificultad para que los huecos dejados por partículas más gruesas sean rellenados por otras más finas

4. Conclusiones

La presente investigación utilizó árido reciclado de baldosas de gres, obtenido como residuo de la industria cerámica, como sustituto parcial de árido natural calizo en hormigón estructural. Tras investigar el comportamiento de hormigón en fresco y endurecido, se han alcanzado las siguientes conclusiones:

1. La utilización de gres cerámico como árido reciclado en hormigón estructural permite alcanzar unas propiedades similares a las mostradas por el hormigón tradicional, incrementando la sostenibilidad del hormigón desarrollado.
2. La trabajabilidad en la fase final del mezclado aumentó con el contenido de residuos cerámicos, registrándose una mejora más significativa en los hormigones preparados sustituyendo grava natural.
3. El hormigón desarrollado sustituyendo AN por árido de GC presentó valores de resistencia a compresión y a tracción similares al hormigón convencional, con valores ligeramente inferiores en las probetas con arena reciclada, y semejantes o ligeramente superiores al reemplazar grava natural.
4. La permeabilidad al agua aumentó ligeramente al sustituir arena natural caliza por GC y disminuyó significativamente al reemplazar grava natural por el residuo cerámico.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Generalitat Valenciana la ayuda prestada en el marco del proyecto INVEST/2022/243, así como a la Universitat Jaume I, por la financiación recibida a través del proyecto UJI-B2021-34: Estudio numérico-experimental de pilares mixtos esbeltos a flexo-compresión: materiales de altas prestaciones (ENEMAP).

Referencias

- Baraldi, L., 2021. World production and consumption of ceramic tiles. *Ceram. World Rev.* 143 26-40. https://serfed.com/upload/ihracat-rakamlari/042_049%20Statistic%20PROD%20CONS%20Mondiale.pdf
- Bommisetty, J., Keertan, T. S., Ravitheja, A., & Mahendra, K., 2019. Effect of waste ceramic tiles as a partial replacement of aggregates in concrete. *Materials Today: Proceedings.* 19, 875–877. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.08.230>.
- Da Silva, A. L., Feltrin, J., Dal Bó, M., Bernardin, A. M., & Hotza, D., 2014. Effect of reduction of thickness on microstructure and properties of porcelain stoneware tiles. *Ceramics International.* 40(9 PART B), 14693–14699. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.05.150>.
- European Environment Agency (EEA), 2022. Construction and demolition waste: challenges and opportunities in a circular economy. <https://www.eea.europa.eu/publications/construction-and-demolition-waste-challenges>.
- Goyal, R. K., Agarwal, V., Gupta, R., Rathore, K., & Somani, P., 2021. Optimum utilization of ceramic tile waste for enhancing concrete properties. *Materials Today: Proceedings.* 49, 1769–1775. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.08.011>.
- Mas, M. A., Monzó, J., Payá, J., Reig, L., & Borrachero, M. v., 2016. Ceramic tiles waste as replacement material in Portland cement. *Advances in Cement Research.* 28(4), 221–232. <https://doi.org/10.1680/jadcr.15.00021>.
- Medina-Martínez, C., Sáez-del-Bosque, I.F., Asensio-de-Lucas, E., Caneda-Martínez, L., Frías-Rojas, M., Sánchez-de-Rojas, M.I., 2020. Recycled ceramics in concrete. *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials*, pp. 483–489. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.10740-4>
- Miller, S. A., & Moore, F. C., 2020. Climate and health damages from global concrete production. *Nature Climate Change.* 10(5), 439–443. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0733-0>.
- Pitarch, A. M., Reig, L., Tomás, A. E., Forcada, G., Soriano, L., Borrachero, M. v., Payá, J., & Monzó, J. M., 2021. Pozzolanic activity of tiles, bricks and ceramic sanitary-ware in eco-friendly Portland blended cements. *Journal of Cleaner Production.* 279. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123713>.
- Rashid, K., Razzaq, A., Ahmad, M., Rashid, T., & Tariq, S., 2017. Experimental and analytical selection of sustainable recycled concrete with ceramic waste aggregate. *Construction and Building Materials.* 154, 829–840. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.07.219>.
- Sivakumar, A., Srividhya, S., Sathiyamoorthy, V., Seenivasan, M., & Subbarayan, M. R., 2022. Impact of waste ceramic tiles as partial replacement of fine and coarse aggregate in concrete. *Materials Today: Proceedings.* 61, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.08.142>.
- Struble, L., Godfrey, J., 2004. How sustainable is concrete?. *Proceedings of the International Workshop on Sustainable Development and Concrete Technology, Beijing, China*, K. Wang, Center for Transportation Research and Education, Iowa State University, USA, pp. 201-211. <http://publications.iowa.gov/2941/1/SustainableConcreteWorkshop.pdf>.
- Zhao, X., Hwang, B. G., & Lim, J., 2020. Job Satisfaction of Project Managers in Green Construction Projects: Constituents, Barriers, and Improvement Strategies. *Journal of Cleaner Production.* 246. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118968>.

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS POLITERAFTALATO ETILENO (PET) COMO MATERIAL INCORPORADO EN EL CONCRETO

Montero Acosta, Michelle^{1*}; Lugo Castro, Ralf¹; Quiñones Bolaños, Edgar¹; Eljaiek Urzola, Monica¹

¹Grupo de Investigación Modelación Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, Colombia

*mmonteroa@unicartagena.edu.co

Resumen

El concreto es uno de los materiales más empleados en la construcción debido a su alta resistencia y facilidad de trabajo. Sin embargo, la producción de concreto convencional puede ser costosa y poco sostenible debido a la gran cantidad de materiales y energía que se necesitan. Por esta razón, es fundamental buscar alternativas más sostenibles y económicas en la producción de concreto, como el uso de residuos plásticos para sustituir agregados en las mezclas de concreto. En esta investigación, se evaluó la resistencia a la compresión de concretos modificados con Politereftalato de etileno (PET) en proporciones del 2,5%, 5% y 7,5% y se realizó una comparación con Policloruro de Vinilo (PVC) en las mismas proporciones, con el fin de explorar la posibilidad de utilizar estos materiales como agregados en la producción de concreto. Los resultados indicaron que la resistencia a la compresión de la muestra de control fue de 20,8 MPa, mientras que para los compuestos con PVC varió entre 14,3 y 8,72 MPa, y para los de PET osciló entre 17,84 y 13,03 MPa. Aunque no se observó un aumento significativo en la resistencia a la compresión, estos resultados sugieren que estos concretos modificados pueden ser adecuados para su uso en edificios residenciales o losas aligeradas, lo que permitiría el aprovechamiento de residuos plásticos y reducir su impacto ambiental.

Palabras clave: Concreto; Plásticos reciclados; Resistencia a la compresión; Policloruro de Vinilo; Politereftalato de etileno.

1. Introducción

En 2019, se produjeron 368 millones de toneladas de plástico en todo el mundo, según la asociación Plastics Europe. La mitad de esta producción se realizó en Asia, siendo China el principal generador de residuos plásticos de un solo uso y responsable del 31% de la producción mundial de plásticos. En comparación, Japón produjo solo el 3% de la producción mundial, pero logró producir 88 kg por persona. En los países del TLCAN (Canadá, Estados Unidos y México), solo se produjo el 19% del plástico mundial en total, pero la cifra per cápita de 141 kg fue la más alta (Mena Roa, 2021).

El concreto es uno de los materiales de construcción más populares en todo el mundo debido a su resistencia, durabilidad y versatilidad. Sin embargo, su producción tradicional puede tener un impacto negativo en el medio ambiente (Supit, 2022). En los últimos años, se ha investigado el uso de residuos de plástico, como el PET y el PVC, en la fabricación de concreto. Esta práctica no solo reduce la cantidad de residuos plásticos que terminan en vertederos y océanos, sino que también en algunos casos mejora propiedades del concreto (Alexander et al., 2021; Quenta Flores, 2022), como su resistencia a compresión (Quenta Flores, 2022), la flexión (Rodrigues et al., 2017; Subramani y Fizzor Raahman, 2017) (Meza y Siddique, 2019) y ductilidad (Alexander et al., 2021). La preocupación por el medio ambiente y la necesidad de encontrar formas más sostenibles de producir y construir han llevado a la utilización de materiales reciclados o desechos en la construcción (Fuentes et al., 2021). El plástico PET, que se encuentra comúnmente en forma de botellas de bebidas, es un material resistente y duradero que se puede utilizar como reemplazo parcial del agregado fino en la fabricación de concreto, permitiendo además beneficios

ambientales como el control de fisuración, la reducción de su densidad y la mejora de sus condiciones aislantes, térmica y acústica (Mercante et al., 2017).

Por otro lado, el PVC es un material de uso generalizado que a menudo se desecha en vertederos, lo que representa un riesgo para el medio ambiente. El reciclaje del PVC es una solución viable para reducir la contaminación y una de las formas de hacerlo es reutilizar los residuos plásticos en la producción de concreto reciclado o aligerado (Mohammed et al., 2019). La utilización de materiales reciclados o desechos en la industria de la construcción es una opción cada vez más popular debido a la necesidad de reducir la cantidad de residuos y disminuir el impacto ambiental de la construcción. El PET y el PVC son dos materiales que pueden ser reutilizados en la fabricación de concreto, mejorando su calidad y contribuyendo a la reducción de residuos y la sostenibilidad de la industria de la construcción. Además, la utilización de plásticos reciclados en la construcción tiene beneficios ambientales, ya que reduce la cantidad de residuos plásticos que terminan en los vertederos o en el medio ambiente (Mercante et al., 2017).

Este trabajo tuvo como objeto la evaluación de la resistencia a la compresión de concreto modificado en diferentes porcentajes de PET en forma de escama y PVC en pulverizado.

2. Metodología

La investigación experimental se llevó a cabo en el laboratorio de Geotecnia y Materiales de la Universidad de Cartagena, Campus Piedra de Bolívar. El estudio tuvo como finalidad la preparación de concretos utilizando compuestos derivados de residuos plásticos, específicamente PET y PVC.

2.1 Diseño de Mezcla y caracterización de materiales

En la fase de diseño de mezcla, se realizaron pruebas de caracterización de los materiales utilizados en la elaboración del concreto. En el cual se tenía como meta la fabricación de un total de 63 cilindros sólidos de concreto con un diámetro de 100 mm y una altura de 200 mm, utilizando cemento, arena, grava, agua y aditivos de la mezcla del cemento. Se evaluó la relación plástica/arena con valores del 2,5%, 5,0% y 7,5% tanto para el material pulverizado (PVC) como para el material cortado en escamas de 5mm (PET).

A continuación, en las Tabla 1 y Tabla 2 se muestran las propiedades encontradas en los agregados.

Tabla 1. Propiedades físicas representativas del agregado grueso

Propiedad física	Resultado	Requisito	Norma INVIAS
Desgaste de los Ángeles	22%	< 40%	E-218-13
Caras Fracturadas	90,70%	> 50%	E-227-13
Peso Especifico	2,75g/cm ³	N/A	E-222-13
Humedad	0,25%	N/A	E-222-13
Absorción	1,50%	N/A	E-222-13

Tabla 2. Propiedades físicas representativas del agregado fino

Propiedad física	Resultado	Requisito	Norma INVIAS
Limite Liquido	NL	NL	E - 125 -13
Índice de Plasticidad	NP	NP	E-125 Y E126-13
Equivalente de Arena	84,2%	60%	E-133-13
Materia Orgánica	COLOR PATRON	COLOR PATRON	E - 212-13
Pasa tamiz No.200	0,15%	< 5%	E 214-13
Peso Especifico	2,65 g/cm ³	N/A	

2.2 Ensayos al concreto

Después de un período de 28 días, se llevaron a cabo pruebas de laboratorio para analizar las propiedades mecánicas de los especímenes fabricados y determinar las características del hormigón en estado endurecido. Se utilizó la prueba de Compresión del Cilindro de Concreto (NTC 673) para obtener los valores de resistencia a la compresión del concreto. Asimismo, se realizaron pruebas de manejabilidad para evaluar el comportamiento del concreto en estado fresco.

3 Resultados y Discusión.

Después de tener las propiedades de los agregados se realizó el diseño de la mezcla y se fabricaron los cilindros, el cual dio como resultado lo consignado en como se muestra a continuación:

Tabla 3. Diseño experimental para la fabricación de concreto

Muestra	# de Cilindros	Cantidad, m ³	Cemento, Kg	Agregado Fino, Kg	Agregado Grueso, Kg	Agua, L	Aditivo, Kg
Blanco	3	0,0047	2,15	4,30	6,54	1,25	0,015
PET 2,5%	3	0,0047	2,15	4,1925	6,54	1,25	0,015
PET 5,0%	3	0,0047	2,15	4,085	6,54	1,25	0,015
PET 7,5%	3	0,0047	2,15	3,9775	6,54	1,25	0,015
PVC 2,5%	3	0,0047	2,15	4,1925	6,54	1,25	0,015
PVC 5,0%	3	0,0047	2,15	4,085	6,54	1,25	0,015
PVC 7,5%	3	0,0047	2,15	3,9775	6,54	1,25	0,015

De acuerdo al diseño de mezcla Tabla 3, se procedió a fabricar los cilindros de concreto con PET, PVC y uno de control, como se muestra en la Figura 1; cabe resaltar que se realizaron dos replicas para obtener el resultado promedio de la resistencia de los cilindros para ensayos a los 7 días, 14 días y 28 días; es decir un total de 63 cilindros.



Figura 1. Cilindros fabricados

A la mezcla de concreto en estado endurecido se les realizó el ensayo de compresión obteniendo los resultados que se presentan en las figuras Figura 2 y Figura 3.

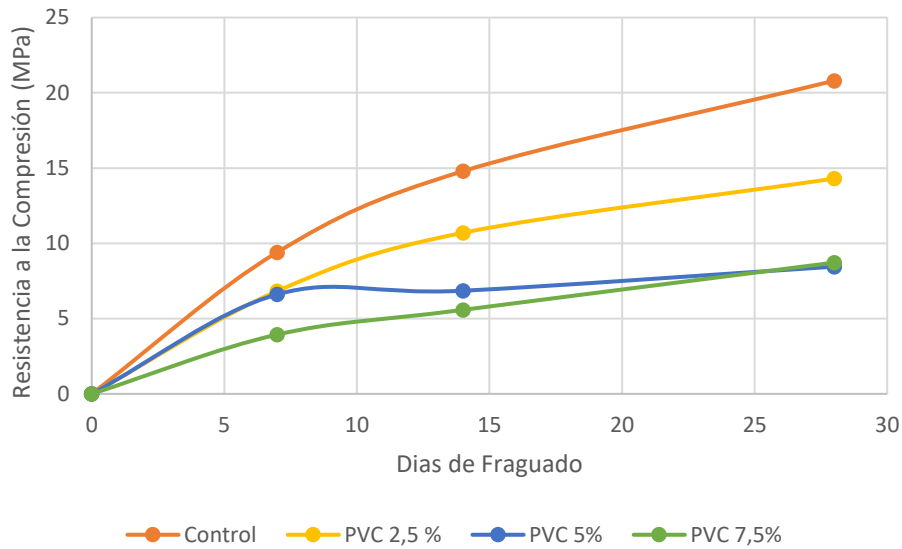


Figura 2. Resistencia a la compresión a los 7, 14 y 28 días del concreto con PVC.

En particular, se puede observar que el porcentaje de remplazo de PVC del 5% tuvo un efecto significativo en la disminución de la resistencia a la compresión del concreto. Después de 28 días de curado, la mezcla con un 5% de remplazo de PVC tenía una resistencia a la compresión de solo 8,45 MPa, que es significativamente menor que la mezcla de control sin aditivos de PVC que tenía una resistencia a la compresión de 20,8 MPa.

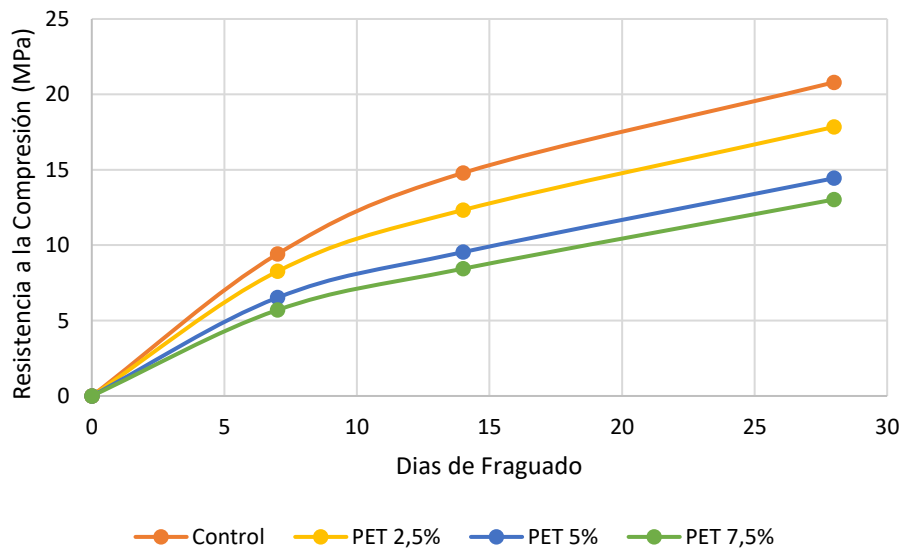


Figura 3. Resistencia a la compresión a los 7, 14 y 28 días del concreto con PET.

En general, el uso de PET y PVC en la producción de concreto afectó la resistencia a la compresión de manera variable en comparación con la muestra de control. Sin embargo, los datos obtenidos indican que el PET obtuvo mejores resultados que el PVC debido a su mayor rigidez y resistencia al impacto, lo que permitió que el concreto tuviera una mayor resistencia a la compresión. En la concentración del 7,5%, la mezcla con PVC tuvo una resistencia a la compresión de 8,72 MPa después de 28 días, mientras que la mezcla con PET en la misma concentración tuvo una resistencia de 13,03 MPa.

Por otro lado, se observó una correlación inversa entre el porcentaje de reemplazo del agregado fino por plástico y la resistencia a la compresión de la mezcla, es decir, a medida que se incrementó el porcentaje de reemplazo la resistencia a la compresión disminuyó. Se necesitan más estudios para determinar el impacto del uso de plástico reciclado en otros aspectos de la calidad del concreto y su posible uso en diferentes tipos de estructuras.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, se visualizan algunos estudios que utilizaron diferentes tamaños de escamas como sustitutos del agregado fino.

Tabla 4. Comparación de Estudios similares

Autor	Tamaño	Porcentaje de reemplazo	Compresión (Mpa)		
			7 días	14 días	28 días
(Mahyar Azhdarpour et al., 2016)	Escamas de 2 mm a 4.9 mm	0%	19	21	35
		5%	21	32	51
		10%	17	31	38
		15%	14	27	31
	Escamas 0.05 mm a 2 mm	20%	13	23	29
		25%	12	18	22
		30%	9	11	19
(Nikbin y Ahmadi, 2020)	Escamas 7 mm de diámetro	0%	-	-	26,2
		5%	-	-	26,1
		10%	-	-	24.4
		15%	-	-	22,7
(Acevedo y Posada, 2018)	Escamas 2,36 mm de diámetro	0%	20,9	-	29,9
		5%	19,2	-	28,8
		10%	16,4	-	26,2
		15%	18,9	-	25,7
		20%	16,8	-	24,7
<i>Caso de Estudio</i>	Escamas 5 mm de diámetro	0%	9,41	14,79	20,8
		5%	8,26	12,33	17,84
		10%	6,52	9,54	14,44
		15%	5,7	8,44	13,03

En general, se puede observar que a medida que aumenta el porcentaje de reemplazo de agregados gruesos convencionales por escamas, disminuye la resistencia a la compresión del concreto. Sin embargo, en la mayoría de las investigaciones los valores de resistencia a la compresión aún cumplen con el requisito mínimo de resistencia de 17 MPa para el concreto estructural, siendo solo el caso de estudio la que no cumple en reemplazo del 10 % y 15 %.

(Mahyar Azhdarpour et al., 2016) observaron que a un porcentaje de reemplazo del 5%, la resistencia a la compresión aumentó, pero a partir del 10% disminuyó. El porcentaje máximo de reemplazo fue del 30%, donde la resistencia a la compresión fue de 19 MPa. (Nikbin y Ahmadi, 2020) evaluaron escamas de 7 mm, observando una disminución en la resistencia a la compresión a medida que aumentaba el porcentaje de reemplazo. El porcentaje máximo de reemplazo fue del 15%, con resistencias de 22,7 MPa. (Acevedo y Posada, 2018) evaluaron escamas de 2,36 mm, con un porcentaje máximo de reemplazo del 20% y una resistencia a la compresión de 24,7 MPa.

Finalmente, el caso de estudio evaluó el uso de escamas de 5 mm de diámetro como reemplazo de agregados. En este caso el porcentaje máximo de reemplazo evaluado fue del 15%, donde la resistencia a la compresión fue de 13,03 MPa.

Es importante destacar que los valores de resistencia a la compresión obtenidos son directamente proporcionales al tamaño de las escamas, ya que se obtuvo mayor resistencia en las escamas de 2 mm – 4,9 mm y escamas 0,05 mm a 2 mm.

4. Conclusiones

A partir de los resultados presentados, se puede concluir que la adición de PVC y PET en proporciones del 2,5%, 5% y 7,5% en las mezclas de concreto no resultó en un aumento significativo de la resistencia a la compresión en comparación con la muestra de control. Sin embargo, con un porcentaje de reemplazo del 2.5% de agregado fino por PET, el concreto aún conserva la resistencia suficiente para ser utilizado en elementos estructurales, no debe ser inferior a 17 MPa (Ministerio de Ambiente, 2010). Esto indica que el uso de plástico reciclado como sustituto de agregado fino en el concreto es una alternativa viable, siempre y cuando se utilice en porcentajes adecuados para no comprometer la resistencia estructural.

Por lo tanto, se debe tener en cuenta que la resistencia a la compresión del concreto puede verse afectada por el porcentaje de reemplazo utilizado, además el uso de plástico reciclado como sustituto de agregado fino en la producción de concreto podría ser una alternativa para generar beneficios económicos y ambientales, por lo que se requieren realizar estudios adicionales de ciclo de vida y viabilidad económica (Clarisa et al., 2021). Además, es necesario analizar la influencia de la geometría de los plásticos al utilizarse como sustituto de agregado fino en la producción de concreto.

Agradecimientos

A la vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Cartagena dado que a través del proyecto con acta de compromiso e inicio 110-2019 se logró financiación el financiamiento de la presentación.

Referencias

- Acevedo, A., Posada, J., 2018. Polietileno tereftalato como reemplazo parcial del agregado fino en mezclas de concreto * Polyethylene terephthalate as a partial replacement for the fine aggregate in concrete mixes Polietileno tereftalato como sustituto parcial do agregado fino em mesc. Ing. Univ. Medellín 18, 45–56.
- Alexander, J., Rodriguez, S., Junior, J., Zamora, A., Pedro, S., Pérez, M., 2021. Uso de los agregados PET en la elaboración del concreto : revisión de la literatura Use of PET Aggregates in Making Concrete : Literature Review Resumen 18, 1–12.
- Clarisa, A., Ojeda, J.P., Mercante, I., 2021. Evaluación de ecoeficiencia del uso de plástico reciclado en paneles constructivos.
- Fuentes, N., Jiménez, K., Y, R.O.A., Uzuriaga, W., 2021. POLIMÉRICOS COMO AGREGADOS DEL CONCRETO : UNA REVISIÓN 46, 240–247.
- Mahyar Azhdarpour, A., Reza Nikoudel, M., Taheri, M., 2016. The effect of using polyethylene terephthalate particles on physical and strength-related properties of concrete; A laboratory evaluation. Constr. Build. Mater. 109, 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.01.056>
- Mena Roa, M., 2021. La producción de plástico en el mundo [WWW Document]. URL <https://es.statista.com/grafico/21899/distribucion-de-la-produccion-mundial-de-plastico-por-region-en-2018/> (consultado 4.1.23).
- Mercante, I., Ojeda, J., Alejandrino, C., Chini, J., 2017. Revisión bibliográfica: Hormigón con agregados de plástico reciclados.
- Meza, A., Siddique, S., 2019. Effect of aspect ratio and dosage on the flexural response of FRC with recycled

- fiber. *Constr. Build. Mater.* 213, 286–291. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.04.081>
- Ministerio de Ambiente, V. y D.T., 2010. Norma Sismo Resistente del 2010. Ley 400 1997 530–827.
- Mohammed, A.A., Mohammed, I.I., Mohammed, S.A., 2019. Some properties of concrete with plastic aggregate derived from shredded PVC sheets. *Constr. Build. Mater.* 201, 232–245. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.12.145>
- Nikbin, I.M., Ahmadi, H., 2020. Fracture behaviour of concrete containing waste tire and waste polyethylene terephthalate: An sustainable fracture design. *Constr. Build. Mater.* 261, 119960. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119960>
- Quenta Flores, D., 2022. Efecto Del Reciclado De Las Fibras De Las Botellas Pet En La Resistencia Del Concreto Normal. *Rev. Investig.* 9, 122–133. <https://doi.org/10.26788/riepg.v9i3.1734>
- Rodrigues, P.F., Ribeiro, T.P., Junior, A.N., 2017. Caracterização Mecânica de Compósitos Cimentícios Reforçados com Fibras de Politereftalato de Etileno Espiraladas. *E&S Eng. Sci.* 6, 29–37. <https://doi.org/10.18607/es201764750>
- Subramani, T., Fizzor Raahman, A., 2017. An Experimental Study On The Properties Of Pet FRC. *Int. J. Appl. or Innov. Eng. Manag. (IJAIEM)* 6, 58–66.
- Supit, S.W.M., 2022. Materials Today : Proceedings Utilization of recycled PET plastic waste as replacement of coarse aggregate in pervious concrete. *Mater. Today Proc.* 66, 2990–2995. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.06.573>

SESIÓN S4-2

VALORIZACIÓN ENERGÉTICA



VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS MEDIANTE PIRÓLISIS CATALÍTICA SOBRE ZEOLITAS NATURALES MODIFICADAS

Márquez Negro, Alejandro^{1*}; Arteaga Pérez, Luis²; Alejandro Martín, Serguei³; Ortiz González, Isabel¹;
Sánchez Hervás, José María¹

¹Unidad de Valorización Termoquímica Sostenible, Departamento de Energía, CIEMAT, España

²Laboratorio de Procesos Térmicos y Catalíticos, Departamento en Ingeniería de Maderas, Universidad del Bío-Bío, Chile

³Laboratorio de Cromatografía Gaseosa y Pirólisis Analítica, Departamento en Ingeniería de Maderas, Universidad del Bío-Bío, Chile.

*alejandro.marquez@ciemat.es

Resumen

En el presente trabajo se ha estudiado la valorización de residuo sólido urbano (RSU) mediante un proceso de pirólisis catalítica. En primer lugar, se ha realizado una caracterización de la muestra, incluyendo: análisis elemental e inmediato, determinación de la composición química de la muestra y análisis termogravimétrico. Se ha estudiado la influencia en la composición del bio-oil de seis catalizadores diferentes procedentes de zeolita natural. Además, se ha estudiado el efecto de la variación de la temperatura final y la relación muestra/catalizador en la pirólisis catalítica. Los ensayos de pirólisis se han realizado mediante la técnica de pirólisis analítica (Py-GC/MS). La tecnología consiste en un pirolizador acoplado a un cromatógrafo de gases-espectrómetro de masas, lo que permite el análisis semi-cuantitativo de la composición del bio-oil para cada ensayo.

La realización de ensayos de pirólisis analítica a dos temperaturas (400 °C y 550 °C), ha permitido la identificación de los compuestos producidos durante las dos etapas principales de descomposición de la muestra. Se ha demostrado que el empleo de catalizadores procedentes de zeolita natural en la pirólisis de RSU mejora la calidad del bio-oil, al disminuir la proporción de compuestos oxigenados. De los seis catalizadores estudiados, el catalizador H2NHZ-Ni15R presenta los mejores resultados al mejorar la producción de hidrocarburos, especialmente los compuestos aromáticos, y disminuir los compuestos oxigenados.

Palabras clave: Residuos Sólidos Urbanos; Valorización Termoquímica; Pirólisis; Catálisis; Zeolitas.

1. Introducción

La gestión adecuada de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) es uno de los grandes retos científicos de la actualidad. La mala gestión de los residuos puede tener efectos negativos en la calidad del aire, el agua y el suelo, pudiendo tener impactos negativos en la economía de las ciudades (Khan et al., 2022). Por tanto, es crucial implementar tecnologías que permitan la valorización de RSU, minimizando su impacto medioambiental y fomentando la sostenibilidad (Vyas et al. 2022). Los procesos de valorización termoquímicos son una alternativa a la gestión tradicional de residuos, al permitir la transformación de residuos en productos de mayor valor añadido, fomentando la economía circular y reduciendo las emisiones de gases contaminantes (Tsai et al., 2020). Dentro de los procesos de valorización termoquímicos, se

encuentra la tecnología de pirólisis. Este proceso ha generado recientemente un gran interés debido a la gran flexibilidad para generar una combinación de productos sólidos, líquidos y gaseosos en función de los parámetros de operación.

Uno de los principales problemas asociados a la pirólisis de residuos biomásicos, como es el caso de los RSU, es el alto contenido de compuestos oxigenados presentes en la fracción líquida (bio-oil) (Lee et al., 2020). La presencia de estos compuestos disminuye el poder calorífico del bio-oil, aumenta la acidez y la reactividad, favoreciendo las reacciones de repolimerización dando lugar a compuestos de mayor peso molecular de menor interés económico (Kim et al., 2012). Con el fin de reducir los compuestos oxigenados se requiere del uso de catalizadores que favorezcan las reacciones de descarboxilación y hidroxigenación (Chen et al., 2019). Los catalizadores más empleados en la industria para reacciones de craqueo han sido las zeolitas sintéticas, como ZSM-5 y HZSM-5 (Liang et al., 2019). Sin embargo, al tratarse de zeolitas obtenidas en procesos industriales el coste es mayor que para el caso de zeolitas naturales.

En este contexto, se ha estudiado el empleo de zeolitas naturales modificadas, mediante impregnación húmeda incipiente, como catalizadores en un proceso de pirólisis de RSU con el fin de mejorar las propiedades del bio-oil obtenido. Especialmente, se pretende disminuir los compuestos oxigenados e incrementar producción de hidrocarburos aromáticos, como el benceno, tolueno, etilbenceno y sus derivados.

2. Metodología

2.1. Material

Como materia prima secundaria se ha empleado RSU procedente de la empresa ECONWARD, empresa de tratamiento de residuos con sede en Madrid, España. Dicha empresa se dedica al tratamiento de hidrólisis térmica a presión de la fracción orgánica del RSU para la producción de biogás. El residuo sólido suministrado fue homogeneizado y preparado en el laboratorio mediante molienda.

2.2. Caracterización de la muestra

La muestra fue sometida a un análisis elemental, análisis inmediato y determinación del poder calorífico. La muestra fue caracterizada siguiendo las normas UNE-EN. Para el análisis termogravimétrico se utilizó una Termobalanza 2 STARe Mettler Toledo, que permite registrar los cambios de masa en función de la temperatura en proceso de pirólisis simulado. En cada análisis, 10 mg de muestra son sometidas a diferentes velocidades de calentamiento (5, 10, 15, 20, 25 y 40 °C/min) desde 30 °C a 900 °C.

La composición química de la muestra se determinó según los procedimientos analíticos del National Renewable Energy Laboratory. El contenido de glucanos, xilanos, arabinanos, galactanos y mananos se determinó mediante hidrólisis ácida en dos pasos. Primero, la muestra se sometió a una hidrólisis con ácido sulfúrico al 72 % (p/p) (30 °C, 60 min) seguida de una segunda hidrólisis con ácido sulfúrico diluido al 4% (v/v) (121 °C, 60 min), determinando el contenido de azúcares de los hidrolizados mediante HPLC. La determinación del residuo insoluble en ácido se realizó en el residuo resultante de la hidrólisis total con ácido sulfúrico. El contenido de almidón se determinó en todas las muestras mediante un kit enzimático. El contenido total de nitrógeno se determinó mediante el método convencional de Kjeldahl.

2.3. Síntesis de los catalizadores

La síntesis de los catalizadores se realizó mediante el método de impregnación húmeda incipiente. Como soporte se seleccionó zeolita natural chilena (NZ). El soporte fue molido y lavado para eliminar impurezas. Una vez secado se le realizó un doble intercambio iónico con $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0,1 M, durante dos horas a 90 °C. Posteriormente, fue sometido a una etapa de desgasificación a 550 °C durante dos horas (H_2NH_2). A

continuación, se realiza la impregnación húmeda incipiente mediante sales de Cu y Ni al 15 %. Finalmente, se realizó una etapa de calcinación a 550 °C durante 24 horas, obteniéndose los catalizadores calcinados (H2NHZ-CU15C y H2NHZ-Ni15C). La reducción de estos tuvo lugar en una atmósfera reductora de H₂ a 500 °C durante 2 horas obteniéndose el metal reducido H2NHZ-Cu15R y H2NHZ-Ni15R. Los catalizadores fueron caracterizados mediante las siguientes técnicas: Análisis termogravimétrico, XRF, XRD, SEM, BET y porosimetría.

2.4. Py-GC/MS

Los ensayos de pirólisis se realizaron mediante la técnica de pirolisis analítica acoplada a un cromatógrafo de gases-espectrómetro de masas (Py-GC/MS). El equipo de pirólisis es un pirolizador CDS Analytical Pyroprobe (5200 HPR) acoplado a un cromatógrafo de gases PerkinElmer (Clarus 690) – espectrómetro de masas (Clarus SQ8T), para analizar los productos de la pirólisis catalítica de RSU. La cantidad de muestra utilizada fue de 1 mg para cada análisis. La separación cromatográfica de las especies químicas se realizó mediante una columna capilar Elite 1701. La temperatura del horno del cromatógrafo de gases se mantuvo a 45 °C durante 1 minuto y luego se incrementó a una velocidad de 4 °C/min hasta 260 °C y se mantuvo durante 1 minuto. Como gas portador y de purga se utilizó helio de alta pureza en el equipo de Py-GC/MS. Los cromatogramas se procesaron utilizando el software Turbo Mass (v6.1.2.2048) y la base de datos (NIST 2017 v2.3) para la identificación de los compuestos y para la semicuantificación de los mismos.

2.5. Diseño de Experimentos

Los ensayos de pirólisis analítica de RSU se realizaron con el objetivo de estudiar la influencia de tres variables independientes. La primera, es el catalizador empleado, como se ha descrito en el apartado 2.3, se prepararon 6 catalizadores diferentes empleando zeolita natural chilena como soporte, además también se realizaron ensayos sin catalizador. Otra variable estudiada es la relación muestra/catalizador empleada (1/4 y 1/10). Por último, y como resultado del análisis termogravimétrico se establecieron dos temperaturas de pirólisis a 400 °C y 550 °C, con el objetivo de estudiar los productos obtenidos durante las dos etapas principales de degradación que presenta la muestra. Por tanto, se realizaron un total de 26 ensayos diferentes para el estudio de la pirólisis catalítica de RSU.

3. Resultados y Discusión

3.1. Caracterización de la muestra

3.1.1. Análisis Elemental e Inmediato

En la Tabla 1 se presentan los resultados del análisis elemental, inmediato y poder calorífico de la muestra, en el que destaca su elevado contenido en cenizas, que alcanza un 23 %. Este dato sugiere un alto rendimiento de la fracción sólida resultante después del proceso de pirólisis. El alto porcentaje de ceniza se podría explicar debido a que la muestra fue previamente sometida a un proceso de hidrólisis térmica a presión, que produjo la eliminación de los compuestos volátiles aumentando la concentración de cenizas.

Tabla 1. Análisis elemental, análisis inmediato y poder calorífico del RSU.

Análisis Elemental	(% w/w)	Análisis Inmediato	(% w/w)
Carbono	41	Materia volátil	61
Hidrógeno	5,5	Cenizas	27
Nitrógeno	1,8	Humedad	7,2
Azufre	0,4	Carbón Fijo	16
Cloro	0,7	PCS (MJ/kg)	16,1
Oxígeno	28	PCI (MJ/kg)	14,8

3.1.2. Composición Química de la muestra

La Tabla 2 muestra los resultados de la composición química de RSU, así como la composición de cenizas. Los RSU tienen una composición muy variada. A pesar de haber sido previamente hidrolizada térmicamente, la muestra contiene una cantidad significativa de carbohidratos estructurales presentes en residuos biomásicos. Los resultados muestran una composición de 20,5 % de celulosa; 7,6 % de hemicelulosa y un 14 % de proteínas. En el caso de una muestra de biomasa lignocelulósica, el residuo insoluble en ácido (27 %) correspondería al porcentaje de lignina (Negro et al., 2017). Sin embargo, dado que se trata de RSU, es probable que el valor de residuo insoluble en ácido corresponda a la presencia de plásticos o una mezcla de lignina y plásticos.

Tabla 2. Composición química de la muestra de RSU.

Componente	RSU (% p/p)
Celulosa	20,5 ± 1,2
Hemicelulosa	7,6 ± 0,5
Residuo insoluble en ácido	26,6 ± 0,1
Proteínas	11,4 ± 0,1
Cenizas	27,0 ± 1,2
SiO ₂ ^a	29
CaO ^a	25
Al ₂ O ₃ ^a	5,6
Na ₂ O ^a	4,6
SO ₃ ^a	4,6
K ₂ O ^a	4,5
Total	93,1 ± 3,1

Datos referidos a materia seca (%)

^a Porcentaje sobre el contenido en ceniza

3.1.3. Análisis Termogravimétrico

La Figura 1 presenta las curvas de TGA y DTG para la muestra de RSU obtenidas a seis velocidades de calentamiento (5, 10, 15, 20, 25 y 40 °C/min). De acuerdo con los datos obtenidos, la descomposición de la muestra puede dividirse en cuatro etapas. La primera etapa corresponde a la pérdida de humedad y compuestos volátiles (4 % de pérdida de masa) producida en un intervalo de 80 y 150 °C. Durante la segunda etapa, comprendida entre 150 y 400 °C, tiene lugar la mayor parte de la degradación de la muestra (> 40 % de pérdida de masa), con el pico de descomposición situado entre 300 y 350 °C. La descomposición de los componentes típicos de la biomasa, la celulosa, la hemicelulosa y las proteínas, se produce durante esta etapa. Además, los resultados obtenidos del análisis de composición química (hemicelulosa, celulosa y proteínas) corresponde con la pérdida de masa de esta etapa. La tercera etapa tiene lugar entre 400 - 520 °C (~ 27 % de pérdida de masa), es donde tiene lugar la descomposición de la fracción plástica. Dado que la pérdida de masa durante esta fase corresponde al porcentaje de residuo insoluble en ácido (26,6 %), se puede afirmar que el residuo insoluble en ácido se compone principalmente de plásticos, reflejando que la muestra carece de lignina o su presencia es insignificante. Finalmente, la cuarta etapa hace referencia a la degradación del carbón (pérdida de masa del 10 %), siendo considerada como una "zona pasiva de pirólisis". Esta etapa tiene lugar en un rango de temperatura amplio de 550-900 °C. Durante esta fase, la muestra restante, que fue carbonizada durante la segunda y tercera etapa, experimenta una devolatilización parcial.

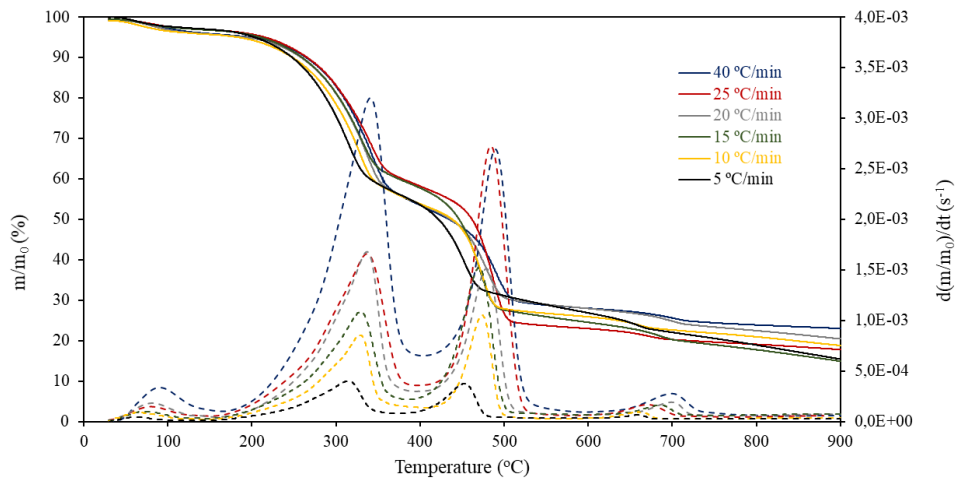


Figura 1. Curvas TG (líneas sólidas) y DTG (líneas discontinuas) de la pirólisis de RSU a seis velocidades de calentamiento diferentes.

3.2. Ensayos de Pirólisis

Se han analizado los resultados de la pirólisis y se ha evaluado su relación con las variables estudiadas. La composición en compuestos oxigenados para cada variable (catalizador, relación muestra/catalizador y temperatura de pirólisis) se presenta en la Figura 2.

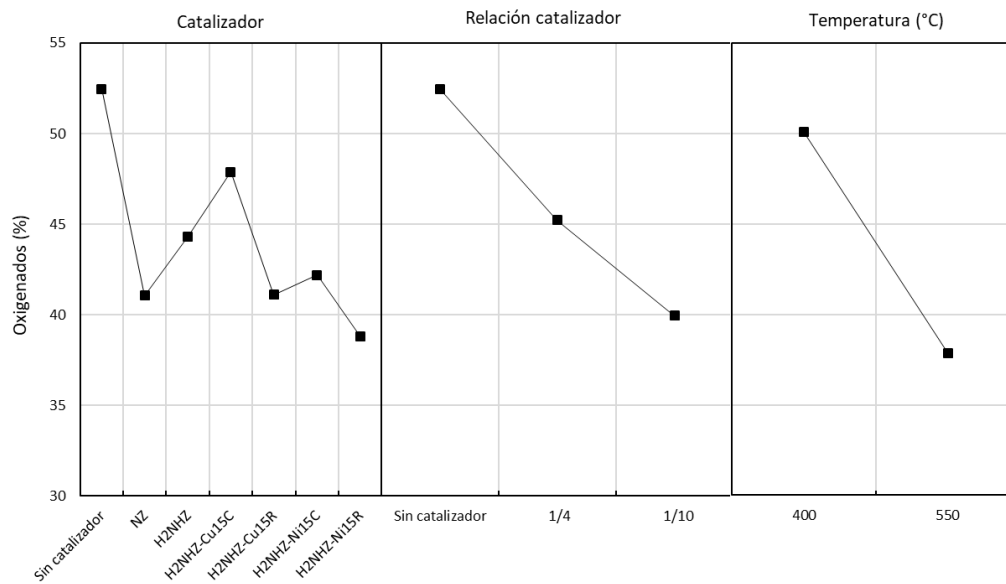


Figura 2. Influencia de las variables de operación en la producción de compuestos oxigenados.

Como se observa en la Figura 2, la pirólisis de RSU a 550 °C disminuye significativamente la cantidad de compuestos oxigenados en el bio-oil, disminuyendo del 50 % al 36 %. Esto se debe a que a 400 °C, durante la pirólisis de los componentes de la biomasa (celulosa, hemicelulosa y proteínas), se producen principalmente, compuestos oxigenados como ácidos, alcoholes, aldehídos o cetonas. Por otro lado, a 550 °C, los componentes de la biomasa se co-pirólizan con la fracción de plásticos, favoreciendo la producción de hidrocarburos alifáticos y aromáticos, reduciendo la cantidad de compuestos oxigenados presentes en el bio-oil.

En cuanto a los catalizadores, se puede observar que la presencia de catalizador, en todos los casos, disminuye el porcentaje de compuestos oxigenados, mejorando la calidad del bio-oil obtenido. El empleo del catalizador H2NHZ-Ni15R en la pirólisis de RSU origina la mayor reducción de compuestos oxigenados, alcanzando una reducción del 26 % en comparación con la pirólisis sin catalizador. En general, se observa que el aumento de la relación muestra/catalizador favorece la disminución de los compuestos oxigenados. Para una relación de 1/4, para todos los catalizadores, se obtuvo una media del 45 % de compuestos oxigenados, mientras que para una relación 1/10, se obtuvieron un 40 % de compuestos oxigenados.

En la pirólisis catalítica, además de reducir el contenido de compuestos oxigenados, se busca aumentar la selectividad hacia las reacciones de obtención de los compuestos de mayor interés. Los compuestos aromáticos, como el benceno, tolueno, etilbenceno, xileno y sus derivados, son uno de los grupos que generan mayor interés en la industria. En la Figura 3 se muestra el porcentaje de hidrocarburos aromáticos presentes en el bio-oil para las variables estudiadas, como el tipo de catalizador, la relación y la temperatura de pirólisis.

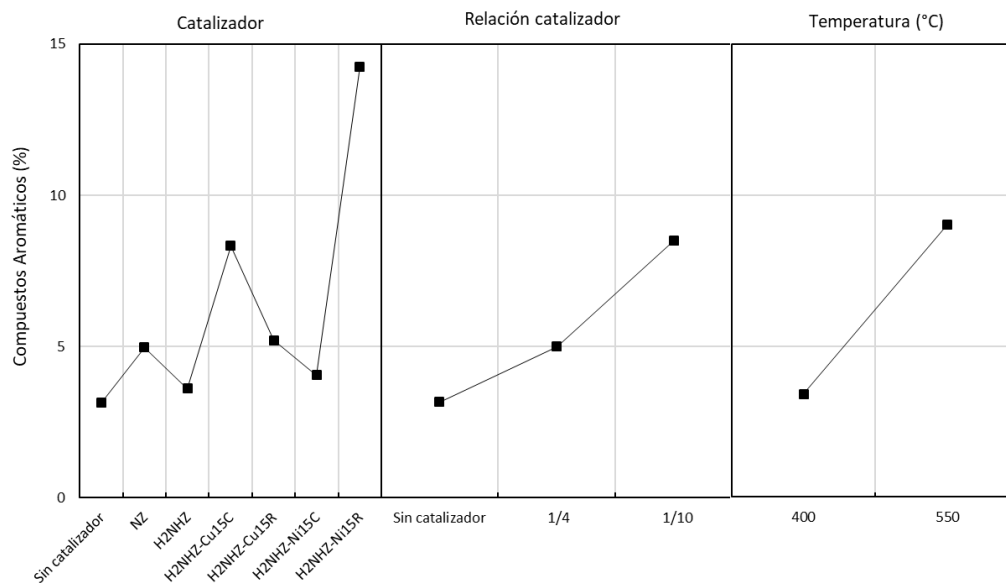


Figura 3. Influencia de las variables de operación en la producción de compuestos aromáticos.

En el proceso de pirólisis, se observa que el aumento de la temperatura favorece la producción de compuestos aromáticos, especialmente debido a la descomposición a 550 °C de los plásticos presentes en la muestra. Sin embargo, la presencia de catalizador no siempre promueve la selectividad hacia compuestos aromáticos. En el caso del catalizador H2NHZ-Ni15C, se muestra que el porcentaje de aromáticos es ligeramente mayor que en la pirólisis sin catalizador. Sin embargo, en la Figura 2 se aprecia una disminución significativa de los compuestos oxigenados. Esto se debe a la capacidad que tiene el catalizador de favorecer las reacciones de decarbonilación y deshidratación para producir hidrocarburos alifáticos. Si bien, no se producen reacciones de aromatización.

En relación a la producción de compuestos aromáticos, el catalizador que presenta la mayor producción media (14 %) es el catalizador H2NHZ-Ni15R. Las condiciones de operación óptimas capaces de maximizar la producción de aromáticos y minimizar la fracción de compuestos oxigenados, se alcanzaron empleando H2NHZ-Ni15R, una relación muestra/catalizador de 1/10 y a una temperatura de pirólisis de 550 °C. La Figura 4 muestra la composición del bio-oil obtenido bajo dichas condiciones, clasificando los compuestos por familia. Destaca el alto porcentaje de hidrocarburos aromáticos, especialmente benceno (7,3 %), tolueno (4,3 %), estireno (1,8 %) y o-xileno (1,3%). Estos resultados indican la gran capacidad del catalizador

H2NHZ-Ni15R, no solo para eliminar compuestos oxigenados, sino también para favorecer reacción de aromatización que permite producir compuestos de mayor interés. También se observa un alto contenido en hidrocarburos alifáticos, especialmente olefinas de peso molecular intermedio (C₅-C₁₀). La acidez de la zeolita desempeña un papel clave en la determinación de la producción del bio-oil, debido a que la mayoría de reacciones catalíticas que intervienen tienen lugar en los sitios ácidos (sitios de Brønsted y Lewis). En el caso de los catalizadores modificados con Ni se ha demostrado su capacidad de eliminar compuestos oxigenados produciendo H₂O/CO/CO₂ mediante reacciones de decarbonilación, decarboxilación deshidratación (Liang et al.). Como resultado, se obtiene un bio-oil con mayor contenido en hidrocarburos (hasta un 40 %) y con una mayor proporción de compuestos aromáticos (22 %).

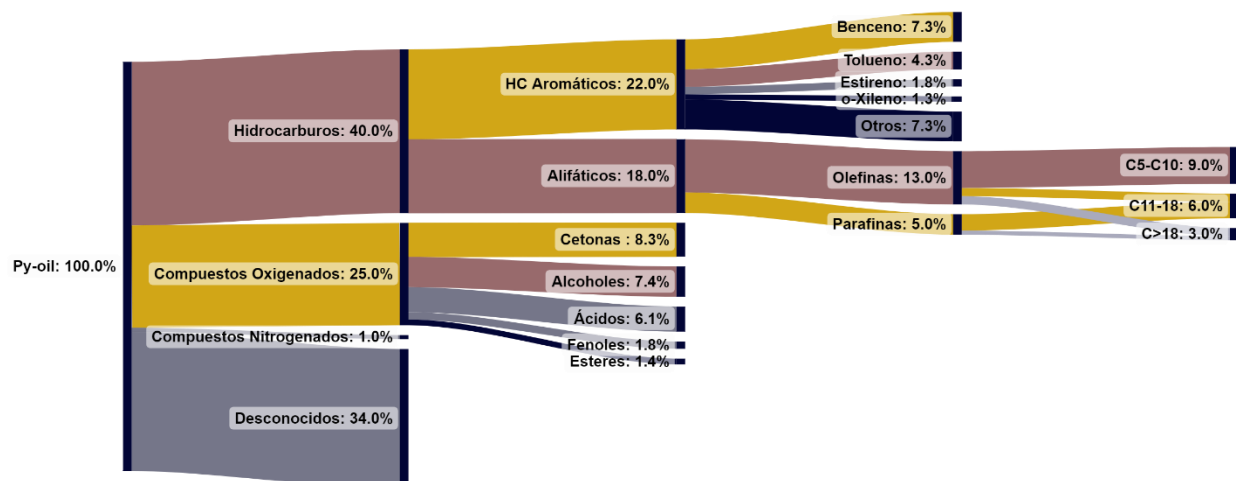


Figura 4. Distribución por familia de los compuestos obtenidos en la pirólisis catalítica del RSU a 550 °C, empleando H2NHZ-Ni15R como catalizador en una relación muestra/catalizador de 1/10.

4. Conclusiones

La realización de ensayos de pirólisis analítica a dos temperaturas (400 °C y 550 °C) ha permitido la identificación de los compuestos producidos durante las dos etapas principales de descomposición de la muestra. En la primera etapa se ha obtenido una mayor proporción de compuestos oxigenados, principalmente ácidos, cetonas y aldehídos. Mientras que, en la descomposición de la fracción de plásticos a 550 °C aumenta la obtención de hidrocarburos, tanto alifáticos como aromáticos.

Se ha demostrado que el empleo de catalizadores procedentes de zeolita natural en la pirólisis de RSU mejora la calidad del bio-oil, al disminuir la proporción de compuestos oxigenados. De los seis catalizadores estudiados, el catalizador H2NHZ-Ni15R presenta los mejores resultados al mejorar la producción de hidrocarburos, especialmente los compuestos aromáticos, y disminuir los compuestos oxigenados. En concreto las condiciones óptimas de operación se encontraron empleando H2NHZ-Ni15R en una proporción de 1/10 y a una temperatura de 550 °C. Siendo por ello el catalizador más adecuado de los estudiados para su empleo en la pirólisis catalítica de RSU, al favorecer las reacciones de decarbonilación, decarboxilación deshidratación.

Con el objetivo de disminuir en mayor proporción la composición de oxigenados mediante reacciones de hidrodeseoxigenación, se están realizando estudios de hidropirólisis en atmósfera reactiva (H₂) a alta presión.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer al Programa RETOPROSOST2-CM, "Producción y Simbiosis Industrial en la Comunidad de Madrid" financiado por la comunidad de Madrid, P2018/EMT4459. Al proyecto Fondecip EQM 170077 y a la Red ReBiBiR (t) de CYTED por proporcionar los fondos para la estancia de Alejandro Márquez en la Universidad del Bío-Bío.

Referencias

- Chen, X., Che, Q., Li, S., Liu, Z., Yang, H., Chen, Y., Wang, X., Shao, J., Chen, H., 2019. Recent developments in lignocellulosic biomass catalytic fast pyrolysis: Strategies for the optimization of bio-oil quality and yield. *Fuel Processing Technology*. 196, 106180. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2019.106180>.
- Khan, S., Anjum, R., Raza, S. T., Bazai, N. A., & Ihtisham, M., 2022. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. *Chemosphere*, 288, 132403. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132403>
- Kim, T. S., Kim, J. Y., Kim, K. H., Lee, S., Choi, D., Choi, I. G., Choi, J. W., 2012. The effect of storage duration on bio-oil properties. *J Anal Appl Pyrolysis*. 95, 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.01.015>.
- Lee, D. J., Lu, J. S., & Chang, J. S., 2020. Pyrolysis synergy of municipal solid waste (MSW): A review. *Bioresource technology*, 318, 123912. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123912>
- Liang, J., Shan, G., Sun, Y., 2021. Catalytic fast pyrolysis of lignocellulosic biomass: Critical role of zeolite catalysts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 139, 110707. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110707>.
- Negro, M. J., Manzanares, P., Ruiz, E., Castro, E., Ballesteros, M., 2017. The biorefinery concept for the industrial valorization of residues from olive oil industry. *Olive Mill Waste*. 57-78. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805314-0.00003-0>.
- Tsai, F. M., Bui, T. D., Tseng, M. L., Lim, M. K., & Hu, J., 2020. Municipal solid waste management in a circular economy: A data-driven bibliometric analysis. *Journal of Cleaner Production*, 275, 124132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124132>.
- Vyas, S., Prajapati, P., Shah, A. V., & Varjani, S., 2022. Municipal solid waste management: Dynamics, risk assessment, ecological influence, advancements, constraints and perspectives. *Science of the Total Environment*, 152802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152802>.

PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLES LÍQUIDOS VÍA HIDROISOMERIZACIÓN CATALÍTICA DE NAFTA DE CO-LICUEFACCIÓN HIDROTHERMAL

Sánchez Hervás, José María^{1*}; Díez Navarro, Ana¹; Benito González, Manuel¹; Ortiz Gonzalez, Isabel¹; Ruiz Martínez, Esperanza¹

¹Unidad de Valorización Termoquímica Sostenible, CIEMAT, Av. Complutense 40, 28040 Madrid, España

*josemaria.sanchez@ciemat.es

Resumen

El proyecto europeo HyCon, *Catalytic Direct Hydrothermal Conversion of Biomass and Lignites to Liquid Fuels and Value-added Chemicals*, tiene como objetivo el desarrollo y demostración de un nuevo proceso de conversión hidrotermal para la producción de combustibles líquidos. La actividad de CIEMAT en el proyecto se centra en mejorar el índice de octano de los productos obtenidos en el proceso de co-licuefacción de carbón y residuos a través del desarrollo y estudio de catalizadores activos en la hidroisomerización de naftas.

En primer lugar, se realizaron pruebas iniciales de selección del catalizador en condiciones típicas de operación de refinería y a diferentes temperaturas (200-400°C) utilizando n-octano como compuesto modelo representativo de fracciones de nafta pesada derivadas de co-licuefacción. Una vez seleccionado el catalizador de Pt/WO₃/ZrO₂ como el más adecuado para el proceso. Se llevó a cabo una segunda campaña de pruebas para evaluar el efecto de la presencia de otros componentes de la nafta (parafinas monoaromáticas, aromáticos y naftenos) en el proceso de hidroisomerización.

Palabras clave: Residuos; Licuefacción; Hidroisomerización; Catálisis; Combustible.

1. Introducción

El petróleo y otros combustibles fósiles están limitados por la cantidad de contaminantes tóxicos y perjudiciales para la salud (azufre, plomo, aromáticos, etc.), además de estar moderados por el índice de octanaje (RON), el cual mide la capacidad antidetonante de un combustible. Por ello, la tarea principal de las refinerías es producir combustibles fósiles derivados del petróleo, mediante un proceso capaz de purificar la mezcla y mejorar el octanaje. Entre los procesos más populares de mejora de octanaje encontramos el craqueo catalítico e hidrocrqueo (Wu 2023; Kondoh et al. 2016), la isomerización (Shkurenok et al. 2015) y el reformado catalítico (Abghari et al. 2014; Rahimpour et al. 2013; Antos 2004). La actual y futura escasez de combustibles fósiles líquidos y sostenibles que faciliten su transporte, genera interés en el desarrollo del proceso de licuefacción directa del carbón (DLC) para producir biocombustibles a partir de diversas fuentes de materias primas (carbón, biomasa, algas, aguas residuales, plásticos, etc.) (Nallasivam et al. 2022). Este proceso depende en gran medida de los parámetros de la reacción (temperatura, presión, disolvente, tiempo de reacción y tipo de reactor) (Ahamed Kameel et al. 2022) y aunque estos parámetros se modifiquen, el proceso siempre genera una mezcla de productos clasificados entre gases ligeros, líquidos destilados y líquidos no destilables (Vasireddy et al. 2011). En la fracción de líquidos destilados se encuentra la nafta pesada, compuesta por hidrocarburos de 7 a 12 átomos de carbono, principalmente parafinas, olefinas, naftenos y aromáticos (Antos 2004). Esta fracción debe someterse a un proceso de mejora para aumentar el octanaje y disminuir el contenido de naftenos (Karakoulia et al. 2020), lo que se consigue de forma catalítica mediante la isomerización o hidroisomerización de los cortes de nafta pesada, donde los hidrocarburos se transforman en sus isómeros

ramificados. Sin embargo, la isomerización de n-parafinas produce isoparafinas e isómeros multi-ramificados que, a altas temperaturas, son las más propensas al hidrocrqueo (Zhang and Smirniotis 1999).

En las reacciones de isomerización participan catalizadores bimetalicos compuestos por una función metálica encargada de catalizar las reacciones de hidrogenación/deshidrogenación, y una función ácida que estimula las reacciones de isomerización a través de los iones carbenio (Deldari 2005). Los soportes ácidos más comunes en los catalizadores bifuncionales son óxidos amorfos, zeolitas, silicoaluminofosfatos y materiales mesoporosos. En el caso de los promotores metálicos, los más utilizados son el Pd, Pt o sistemas bimetalicos de Ni (Karakoulia et al. 2020; Deldari 2005; Calemma et al. 2000). El comportamiento del catalizador, a parte del componente metálico, también depende de su estado de oxidación, grado de dispersión de partículas metálicas, método de preparación y pretratamiento de activación (Benítez and Pieck 2010). Todas estas características centran la investigación actual en mejorar la estabilidad y la selectividad del catalizador hacia isómeros, minimizando la actividad de las reacciones de craqueo a la vez que se reduce la desactivación del catalizador. En la bibliografía ya se han encontrado catalizadores alternativos capaces de disminuir las reacciones de craqueo, entre ellos los basados en óxidos de molibdeno y de wolframio soportados sobre TiO_2 o ZrO_2 (Katrib et al. 2003; Katrib et al. 1997; Katrib et al. 2001; Al-Kandari et al. 2008). También se ha demostrado que la agregación de pequeñas cantidades de Ni o Pt sobre estos catalizadores potencian la isomerización de n-parafinas en presencia de hidrógeno (Rezgui and Guemini 2007; Vu et al. 2005).

El objetivo de este trabajo consiste en la preparación y estudio de catalizadores basados en óxidos de Mo y W sobre TiO_2 o ZrO_2 para catalizar la reacción de hidroisomerización del n-octano ($n\text{-C}_8$) en presencia de isoparafinas, aromáticos y naftenos, en función de la conversión, selectividad a isómeros ramificados y aumento de RON, teniendo en cuenta los componentes líquidos de cinco carbonos o más (RON C_5^+).

2. Metodología

2.1 Preparación de catalizadores

Se prepararon catalizadores basados en óxidos de Mo y W soportados sobre TiO_2 o ZrO_2 y promovidos con diferentes metales (Ni y Pt) utilizando el método de impregnación húmeda. El proceso de preparación de los catalizadores en polvo consta de varios pasos: calcinación e impregnación húmeda del soporte con el metal activo y promotor, secado y posterior conformado (pellets de 0,5-1mm de diámetro) del polvo obtenido por prensado, molienda y tamizado.

Se variaron diferentes parámetros, como el tipo del soporte (TiO_2 o ZrO_2), tipo y contenido de metal activo (W y Mo) y tipo y presencia de metal promotor (Ni o Pt) para identificar la mejor composición y el procedimiento óptimo para obtener un catalizador activo y selectivo para el proceso de hidroisomerización.

2.2. Ensayos de hidroisomerización

Los ensayos, a escala de laboratorio, se llevaron a cabo en una unidad de microactividad catalítica "*Microactivity Pro*" capaz de operar hasta 650 °C y 30 bares con un caudal máximo de N_2 , aire y H_2 de 1,5, 1 y 2 NL/min , respectivamente. El seguimiento del proceso de hidroisomerización se llevó a cabo mediante el análisis de la composición de gas a la entrada y salida de un reactor de lecho fijo de 9,2 mm de diámetro y 300 mm de longitud, utilizando un cromatógrafo de gases Hewlett-Packard 5890 Serie II, equipado con un detector de ionización de llama (FID), capaz de analizar cuantitativamente más de 150 compuestos (isoparafinas, parafinas, naftenos y aromáticos) y un cromatógrafo de gases GC Agilent 7890A acoplado a un espectrómetro de masas Agilent 5975 que permite identificar de forma cualitativa compuestos no calibrados.

En primer lugar, se llevaron a cabo estudios de actividad catalítica con vistas a identificar el tipo y contenido de metal activo más apropiado para el proceso de hidroisomerización. Los diferentes pre-acondicionamientos de los catalizadores (calcinación, prerreducción) se resumen en la Tabla 1. La actividad

para la hidroisomerización en estado estacionario se determinó tras 4 h de reacción, utilizando n-octano como compuesto modelo y las siguientes condiciones de operación: WHSV =10 gn-C₈ gcatalizador⁻¹ h⁻¹, T=200-400 °C, P=10 bares y relación molar H₂/n-C₈=14.

Tabla 1. Procedimiento de pre-acondicionamiento de los catalizadores soportados por TiO₂.

Catalizador	Pre-acondicionamiento
MoO ₃ /TiO ₂ (alto %Mo)	Reducción in situ en flujo de H ₂ a 380 °C, 5 bares, 12 h
MoO ₃ /TiO ₂ (medio %Mo)	Reducción in situ en flujo de H ₂ a 380 °C, 5 bares, 12 h
WO ₃ /TiO ₂ (bajo %W)	Calcinación a 550 °C y reducción in situ en flujo de H ₂ a 500 °C, presión atmosférica, 4 h
WO ₃ /TiO ₂ (alto %W)	Calcinación a 550 °C y reducción in situ en flujo de H ₂ a 500 °C, presión atmosférica, 4 h

A continuación, se realizaron una serie de pruebas para analizar la influencia de la presencia del metal promotor y del soporte utilizado en el proceso de hidroisomerización, pero utilizando una WHSV de 2,4 gn-C₈ gcatalizador⁻¹ h⁻¹, para simular las condiciones de procesamiento de naftas en refinería. El pre-acondicionamiento de los catalizadores utilizados se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Procedimiento de pre-acondicionamiento de los catalizadores con un alto %W.

Catalizador	Pre-acondicionamiento
Ni/WO ₃ /TiO ₂	Calcinación in situ bajo flujo de aire a 550 °C, 4 h y reducción in situ en flujo de H ₂ a 500 °C, presión atmosférica, 4 h
Ni/WO ₃ /ZrO ₂	Calcinación in situ bajo flujo de aire a 450 °C, 4 h y reducción in situ en flujo de H ₂ a 380 °C, presión atmosférica, 1 h
Pt/WO ₃ /ZrO ₂ (bajo %Pt)	Calcinación in situ bajo flujo de aire a 450 °C, 4 h y reducción in situ en flujo de H ₂ a 410 °C, presión atmosférica, 1 h

3. Resultados y discusión

3.1. Pruebas iniciales de cribado

3.1.1. Efecto del contenido de metal activo

La Figura 1(a) recoge los resultados de conversión de n-octano a diferentes temperaturas sobre los catalizadores de MoO₃/TiO₂ y WO₃/TiO₂ preparados. En los catalizadores de WO₃/TiO₂ el porcentaje de conversión aumenta conforme aumenta la cantidad de W en la muestra, siendo esta conversión más apreciable a altas temperaturas. Un comportamiento distinto encontramos en el MoO₃/TiO₂, en este caso, los catalizadores con muy bajos contenidos en Mo (resultados no mostrados) no presentan conversión, pero sí se observa un aumento de la actividad catalítica al aumentar el contenido de Mo hasta un valor dado (valor medio de contenido en Mo en Figura 1(a)), donde alcanza la actividad catalítica máxima, puesto que, al superar este valor de concentración de Mo, la actividad catalítica disminuye de nuevo.

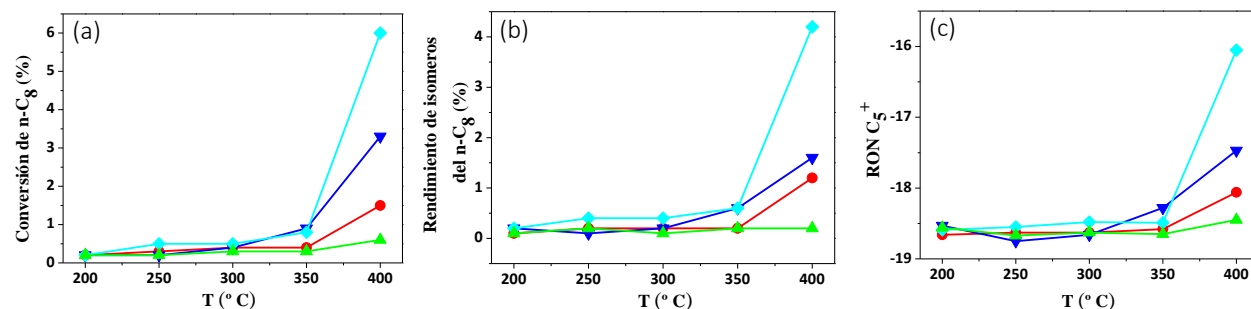


Figura 1: (a) Conversión de n-C₈, (b) rendimiento a iso-C₈ y (c) RON C₅⁺ frente a la temperatura de reacción para (●) MoO₃/TiO₂ (alto %Mo), (▼) WO₃/TiO₂ (alto %W), (◆) MoO₃/TiO₂ (medio %Mo), y (▲) WO₃/TiO₂ (bajo %W). (10 bares, H₂/n-C₈=14, WHSV=10 gn-C₈ gcatalizador⁻¹ h⁻¹).

Aunque el catalizador de $\text{MoO}_3/\text{TiO}_2$ presenta mayor rendimiento a isómeros del n-octano que el WO_3/TiO_2 (Figura 1(b)), el grado de ramificación de los isómeros formados es mayor en el caso del catalizador de WO_3/TiO_2 , como se desprende del mayor RON C_5^+ alcanzado sobre el WO_3/TiO_2 a temperaturas entre 325-350 °C, donde la hidroisomerización se ve favorecida frente a las reacciones de craqueo (Figura 1(c)). A altas temperaturas (superiores a 350 °C), donde las reacciones de craqueo se ven más favorecidas, la situación en cuanto al valor de RON C_5^+ alcanzado se invierte, debido a la contribución de los hidrocarburos C_5^+ resultantes de la conversión a productos de craqueo sobre el catalizador de $\text{MoO}_3/\text{TiO}_2$.

3.1.2. Efecto del tipo de soporte y metal promotor

Una vez identificado el catalizador con mayor porcentaje en W como el más apropiado para el proceso, se llevó a cabo un estudio comparativo del comportamiento frente a hidroisomerización de catalizadores soportados en TiO_2 y ZrO_2 con el mismo contenido de W y añadiendo Ni o Pt como promotor metálico, así como con un catalizador comercial de zeolita de Pt.

Los resultados indican que los catalizadores soportados en TiO_2 son menos activos que los soportados en ZrO_2 , y de éstos el catalizador de Pt es más activo que su homólogo con Ni (Figura 3(a)). Como se observa en la Figura 3(b), el aumento de la temperatura provoca un aumento en el rendimiento a isómeros hasta una temperatura máxima donde la curva decae bruscamente debido a un aumento de la participación de reacciones craqueo. En la Figura 3(c) se observa que el RON C_5^+ aumenta conforme aumenta la temperatura, especialmente en el catalizador de $\text{Pt}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$ y el catalizador comercial. Los catalizadores promovidos con Ni presentan un valor de RON C_5^+ más bajo. Estos resultados señalan que el catalizador comercial es ampliamente más activo que el resto, sin embargo, su rendimiento a isómeros es mínimo, convirtiendo el n-octano principalmente en productos de craqueo, lo que explicaría el rápido aumento de RON C_5^+ .

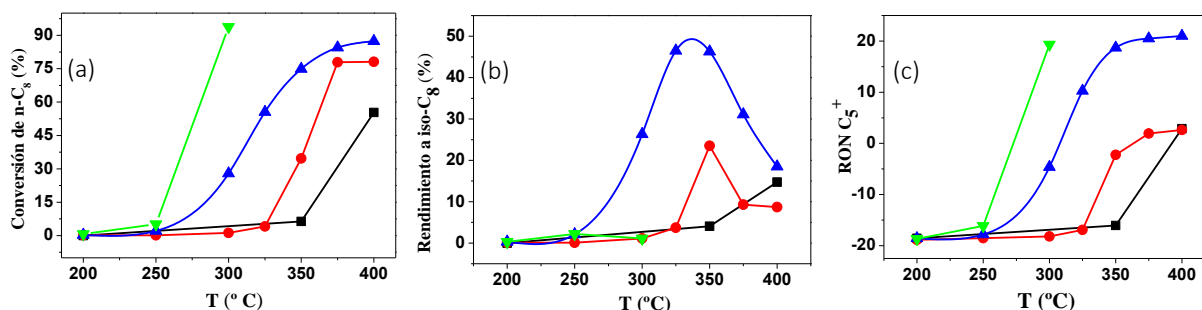


Figura 3: (a) Conversión de n-C₈, (b) rendimiento a iso-C₈ y (c) RON C₅⁺ frente a la temperatura de reacción para (■) $\text{Ni}/\text{WO}_3/\text{TiO}_2$, (●) $\text{Ni}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$, (▲) $\text{Pt}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$ y (▼) Catalizador comercial de zeolita de Pt. (10 bares, $\text{H}_2/\text{n-C}_8=14$, $\text{WHSV}=2,4 \text{ gn-C}_8 \text{ gcatalizador}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

En definitiva, el $\text{Pt}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$ es el catalizador más eficiente respecto al resto de catalizadores estudiados, proporcionando una mayor conversión, rendimiento a isómeros y RON C_5^+ , siendo por ello el catalizador más adecuado para la hidroisomerización de naftas pesadas derivadas de procesos de co-licuefacción de carbón y biomasa.

3.2. Estudio de la presencia de otros componentes de la nafta en la isomerización de n-octano sobre $\text{Pt}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$

Para evaluar el efecto de los diferentes componentes típicamente presentes en la nafta pesada derivada de procesos de co-licuefacción sobre el proceso de hidroisomerización de n-octano se realizaron 3 ensayos adicionales utilizando el catalizador de $\text{Pt}/\text{WO}_3/\text{ZrO}_2$, identificado como más prometedor, y mezclas de n-octano con benceno, ciclohexano y 2-metilheptano, en concentraciones representativas de una nafta real de licuefacción. En la Tabla 1 se recogen los valores de composición y RON C_5^+ de la alimentación para cada ensayo.

Tabla 1. Composición y RON C₅⁺ en la alimentación de cada ensayo.

Compuesto modelo	Aditivo	Tipo	% de aditivo	% de n-octano	RON C ₅ ⁺
n-octano	-	n-parafinas	0	100	-19
n-octano	Benceno	Aromáticos	1,23	98,77	-17,55
n-octano	Ciclohexano	Naftenos	1,36	98,64	-17,61
n-octano	2-Metilheptano	Isoparafinas	0,28	99,72	-17,94

Como se muestra en la Figura 4(a) la conversión de n-octano aumenta con la temperatura en todos los casos estudiados, en general, obteniéndose niveles mayores de conversión en el ensayo con n-octano puro a cualquier valor de temperatura, por tanto, la conversión de n-octano se ve desfavorecida en presencia del resto de componentes de la nafta considerados debido a su efecto inhibitor sobre el catalizador. En la Figura 4(b) se observa que un aumento de temperatura provoca una disminución de la selectividad a isómeros, debido a la participación de reacciones de craqueo. Así mismo se observa que la selectividad a isómeros del n-octano aumenta en presencia de 2-metilheptano, lo que indica que la adición de un isómero mono-ramificado del n-octano favorece la isomerización, pues el primer paso en el avance de la reacción, desde alcanos mono-, a bi- y tri-ramificados, ya está dado. Este paso es el más difícil, donde se da la activación del n-octano sobre el catalizador y formación del isómero mono-ramificado, lo que favorece la posterior formación de isómeros multi-ramificados a menor temperatura (Figura 4 (d)).

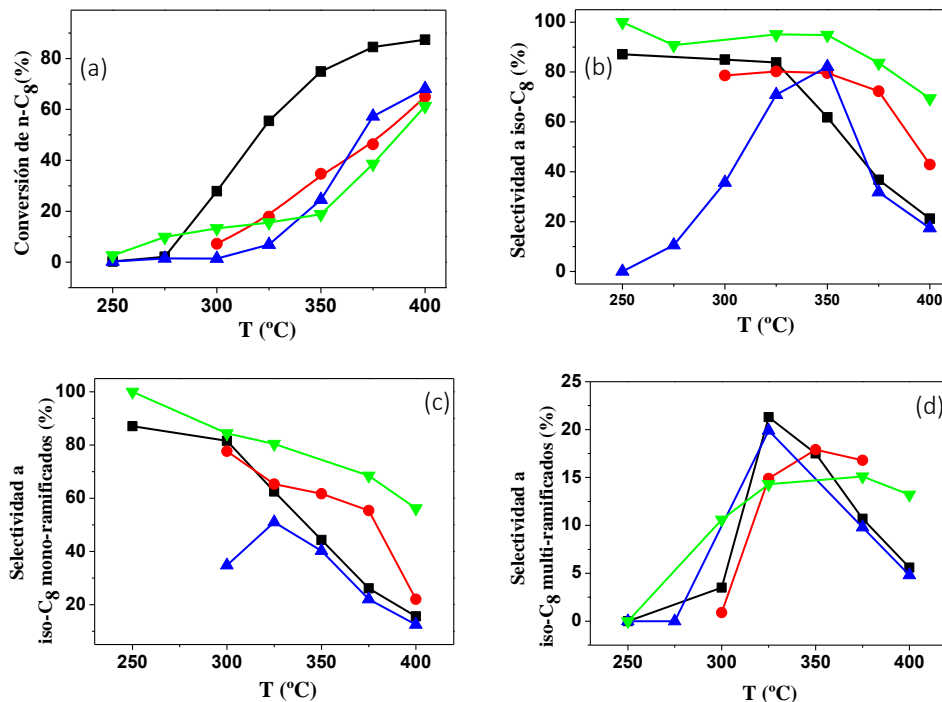


Figura 4: (a) Conversión de n-octano y selectividad a (b) iso-C₈, (c) iso-C₈ mono-ramificados y (d) iso-C₈ multi-ramificados frente a la temperatura para (■) n-octano, (●) n-octano+benceno, (▲) n-octano+ciclohexano y (▼) n-octano+2-metilheptano. (10 bares, H₂/n-C₈=14, WHSV= 2,4 gn-C₈ gcatalizador⁻¹ h⁻¹).

Por comparación de la variación de la selectividad a isómeros mono-ramificados y multi-ramificados frente a la temperatura mostrada en las Figuras 4 (c) y (d), respectivamente, se observa que la selectividad a isómeros mono-ramificados disminuye mientras la selectividad a multi-ramificados aumenta (hasta un valor dado) con la temperatura, lo cual indica que los isómeros mono-ramificados se convierten en multi-ramificados de acuerdo al avance en el grado de ramificación. Incrementos posteriores de la temperatura resultan en una disminución de la selectividad a isómeros multi-ramificados cuya formación se ve desfavorecida termodinámicamente debido al rápido craqueo de estos hidrocarburos a altas temperaturas (Zhang and Smirniotis 1999).

Por último, se ha estudiado la variación del RON C_5^+ frente a la temperatura para cada ensayo, representada en la Figura 5. Se observa que el valor del RON C_5^+ del isomerizado sigue la misma tendencia frente a la temperatura que la conversión. A bajas temperaturas se obtiene mayor valor de RON C_5^+ en presencia de 2-metilheptano pues se favorece la formación de isómeros multi-ramificados. Sin embargo, a altas temperaturas los productos obtenidos en la hidroisomerización de mezclas n-octano+benceno y n-octano+ciclohexano presentan mayores valores de RON C_5^+ que los obtenidos en el ensayo con n-octano+2-metilheptano, puesto que las reacciones de craqueo se ven favorecidas, especialmente, de los isómeros multi-ramificados a hidrocarburos C_5^+ que también contribuyen al RON C_5^+ .

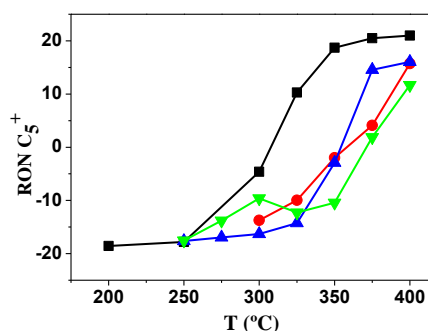


Figura 5: RON C_5^+ frente a la temperatura para (■) n-octano, (●) n-octano+benceno, (▲) n-octano+ciclohexano y (▼) n-octano+2-metilheptano (10 bares, $H_2/n-C_8=14$, $WHSV= 2,4 \text{ gn-C}_8 \text{ g catalizador}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

4. Conclusiones

En este trabajo se han sintetizado varios catalizadores candidatos para la hidroisomerización de n-octano como compuesto modelo representativo de naftas pesadas. Se estudió el efecto de la concentración del metal activo (Mo o W), del soporte utilizado (TiO_2 o ZrO_2) y de la presencia del metal promotor de la isomerización (Ni o Pt) con el fin de encontrar el catalizador más adecuado para el proceso de hidroisomerización catalítica de naftas pesadas derivadas del proceso de co-licuefacción. En estos ensayos se comprobó, en el caso de los catalizadores basados en titanía, que el grado de conversión de n-octano aumenta conforme aumenta la carga de W o Mo hasta un valor dado, siendo ligeramente más activo (pero menos selectivo) el catalizador basado en MoO_3 que el de WO_3 . Los ensayos demostraron que a altas temperaturas se reduce la formación de iso-octanos debido a la aparición de reacciones de craqueo. Posteriormente, se prepararon catalizadores basados en zirconia tungstatada con adición de Pt o Ni como promotores metálicos, lo que resultó en un aumento considerable de la actividad del catalizador. El comportamiento de estos catalizadores se comparó entre sí y con el de un catalizador comercial, siendo el catalizador de $Pt/WO_3/ZrO_2$ el más activo y selectivo para la hidroisomerización de entre todos los catalizadores estudiados.

El comportamiento del catalizador de $Pt/W/ZrO_2$, identificado como más prometedor, se estudió en mayor profundidad, comparando la actividad y selectividad de este catalizador para la isomerización de n-octano en presencia de otros componentes habituales de las naftas pesadas derivadas de licuefacción, tales como benceno, ciclohexano y 2-metilheptano, en concentraciones representativas. Estos compuestos ejercen un efecto inhibitor de la conversión de n-octano sobre el catalizador, si bien el 2-metilheptano mejora la selectividad a isómeros, demostrando que la presencia de isoparafinas mono-ramificadas en la alimentación favorece la formación de isómeros del n-octano.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del Programa del Fondo Europeo de Investigación para el Carbón y el Acero, en el marco de los proyectos DIRPRIMCOAL (PGA 709493) y HyCon (PGA 899471).

Referencias

- Abghari, S. Z., A. Alizadehdakhel, R. S. Mohaddecy, and A. A. Alsairafi. 2014. Experimental and modelling study of a catalytic reforming unit. *J Taiwan Inst Chem Eng.* 45 (4):1411-1420. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.11.001>
- Ahamed Kameel, N. I., W. M. A. Wan Daud, M. F. Abdul Patah, and N. W. Mohd Zulkifli. 2022. Influence of reaction parameters on thermal liquefaction of plastic wastes into oil: A review. *Energy Convers. Manag.* X 14:100196. <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2022.100196>
- Al-Kandari, H., F. Al-Kharafi, and A. Katrib. 2008. Isomerization reactions of n-hexane on partially reduced $\text{MoO}_3/\text{TiO}_2$. *Catalysis Communications* 9 (5):847-852. <https://doi.org/10.1016/j.catcom.2007.09.009>
- Antos, G. J., & Aitani, A.M. 2004. *Catalytic Naphtha Reforming, Revised and Expanded* (2nd ed.):602. <https://doi.org/10.1201/9780203913505>
- Benítez, V. M., and C. L. Pieck. 2010. Influence of Indium Content on the Properties of Pt–Re/ Al_2O_3 Naphtha Reforming Catalysts. *Catal. Lett.* 136 (1):45-51.
- Calemma, V., S. Peratello, and C. Perego. 2000. Hydroisomerization and hydrocracking of long chain n-alkanes on Pt/amorphous $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3$ catalyst. *Appl catal a-gen.* 190 (1):207-218. [https://doi.org/10.1016/S0926-860X\(99\)00292-6](https://doi.org/10.1016/S0926-860X(99)00292-6)
- Deldari, H. 2005. Suitable catalysts for hydroisomerization of long-chain normal paraffins. *Appl catal a-gen.* 293:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2005.07.008>
- Karakoulia, S. A., E. Heracleous, and A. A. Lappas. 2020. Mild hydroisomerization of heavy naphtha on mono- and bi-metallic Pt and Ni catalysts supported on Beta zeolite. *Catal. Today.* 355:746-756. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2019.04.072>
- Katrib, A., A. Benadda, J. W. Sobczak, and G. Maire. 2003. XPS and catalytic properties of the bifunctional supported $\text{MoO}_2(\text{H}_x)\text{ac}$ on TiO_2 for the hydroisomerization reactions of hexanes and 1-hexene. *Appl catal a-gen.* 242 (1):31-40. [https://doi.org/10.1016/S0926-860X\(02\)00500-8](https://doi.org/10.1016/S0926-860X(02)00500-8)
- Katrib, A., V. Logie, N. Saurel, P. Wehrer, L. Hilaire, and G. Maire. 1997. Surface electronic structure and isomerization reactions of alkanes on some transition metal oxides. *Surf. Sci.* 377-379:754-758. [https://doi.org/10.1016/S0039-6028\(96\)01488-4](https://doi.org/10.1016/S0039-6028(96)01488-4)
- Katrib, A., D. Mey, and G. Maire. 2001. Molybdenum and tungsten dioxides, XO_2 (X=Mo,W), as reforming catalysts for hydrocarbon compounds. *Catal. Today.* 65 (2):179-183. [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(00\)00580-0](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(00)00580-0)
- Kondoh, H., K. Tanaka, Y. Nakasaka, T. Tago, and T. Masuda. 2016. Catalytic cracking of heavy oil over $\text{TiO}_2\text{-ZrO}_2$ catalysts under superheated steam conditions. *Fuel.* 167:288-294. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.11.075>
- J. Nallasivam, P. Francis Prashanth, R. Vinu, 2022. Chapter 4 - Hydrothermal liquefaction of biomass for the generation of value-added products, S. Varjani, A. Pandey, M. J. Taherzadeh, H. H. Ngo and R. D. Tyagi (Eds.), *Biomass, Biofuels, Biochemicals*. Elsevier, pp. 65-107.
- Rahimpour, M. R., M. Jafari, and D. Iranshahi. 2013. Progress in catalytic naphtha reforming process: A review. *Appl. Energy.* 109:79-93. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.03.080>
- Rezgui, Y., and M. Guemini. 2007. Hydroisomerization of n-Octane over Nickel–Tungsten Supported on Silica–Alumina Catalysts. *Energy Fuels.* 21 (2):602-609.

- Shkurenok, V. A., M. D. Smolikov, S. S. Yablokova, D. I. Kiryanov, A. S. Belyi, E. A. Paukshtis, N. N. Leonteva, T. I. Gulyaeva, A. V. Shilova, and V. A. Drozdov. 2015. Pt/WO₃/ZrO₂ Catalysts for n-Heptane Isomerization. *Procedia Eng.* 113:62-67. <https://doi.org/10.1021/ef060430w>
- Vasireddy, S., B. Morreale, A. Cugini, C. Song, and J. J. Spivey. 2011. Clean liquid fuels from direct coal liquefaction: chemistry, catalysis, technological status and challenges. *Energy Environ. Sci.* 4 (2):311-345. <https://doi.org/10.1039/C0EE00097C>
- Vu, T. N., J. van Gestel, J. P. Gilson, C. Collet, J. P. Dath, and J. C. Duchet. 2005. Platinum-tungstated zirconia isomerization catalysts: Part II. Effect of platinum and tungsten loading on the mechanism of isomerization of n-hexane: a kinetic study. *J. Catal.* 231 (2):468-479. <https://doi.org/10.1016/j.jcat.2005.02.003>
- Wu, Q. 2023. Acidic and basic catalytic cracking technologies and its development prospects for crude oil to chemicals. *Fuel.* 332:126132. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.126132>
- Zhang, W., and P. G. Smirniotis. 1999. Effect of Zeolite Structure and Acidity on the Product Selectivity and Reaction Mechanism for n-Octane Hydroisomerization and Hydrocracking. *J. Catal.* 182 (2):400-416. <https://doi.org/10.1006/jcat.1998.2337>

ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLE SÓLIDO RECUPERADO EN BRIQUETAS

Sosa, L. Valeria¹; Bielsa, Raquel O.^{1*}

¹ Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento, J.M. Gutiérrez 1150, Los Polvorines 1613, Buenos Aires, Argentina, *rbielsa@campus.ungs.edu.ar

Resumen

Las tecnologías de valorización energética de residuos (Waste to Energy) han ganado implementación ya que presentan la doble ventaja de gestionar un residuo de manera sustentable, a la vez que se obtiene energía alternativa. Una de las formas de la valorización energética es la producción y uso de combustible sólido recuperado (CSR) en forma de granulados, briquetas y/o pellets para reemplazar combustibles fósiles como carbón mineral, petróleo o gas natural y sus derivados. El CSR granulado es un material producido con residuos sólidos no peligrosos, de bajo peso específico aunque de elevado poder calorífico inferior. Para mejorar sus características para su manipulación, transporte y combustión, el CSR granulado puede ser densificado mediante la producción de pellets o briquetas.

En este trabajo se estudiaron las condiciones técnicas para la densificación del CSR granulado producido a partir de residuos industriales y comerciales no peligrosos en una planta de la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. Para obtener las briquetas, se tomaron muestras del CSR granulado de tamaño medio de partícula de 100 mm. El CSR fue molido, mezclado con aglutinantes y prensado en caliente en un dispositivo de laboratorio. Se investigaron diferentes tamaños de partícula, aglutinantes y temperatura de prensado. Los resultados preliminares sugieren que las briquetas se formaron con éxito en temperaturas entre los 120 y 150°C. En las briquetas donde se usó glicerina como aglutinante, se requirió menor temperatura para su formación, mientras que cuando no se utilizó aglutinante, se requirió mayor temperatura.

Palabras clave: Combustible Sólido Recuperado; Residuos comerciales e industriales no especiales; briquetas; valorización energética.

1. Introducción

En el contexto de la búsqueda de alternativas de gestión de residuos sólidos en las grandes ciudades, la producción de Combustible Sólido Recuperado (CSR) a partir de los mismos se ha convertido en una opción atractiva tanto para reducir la cantidad de residuos destinada a disposición final en rellenos como para reemplazar fuentes tradicionales de energía. Así, la producción de CSR se considera un componente de la recuperación de energía a partir de residuos que desempeña un doble papel. Por un lado, proporciona un servicio seguro de eliminación de residuos (reduciendo su volumen y peso y destruyendo contaminantes) y, por el otro, participa en la producción de energía (Bilitewsky, 2018).

El CSR se puede preparar a partir de diferentes tipos de residuos no peligrosos, incluidos los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, los desechos de madera, las fracciones de elevado poder calorífico de plantas de tratamiento mecánico biológico, y de los residuos domésticos y comerciales, a través de un tratamiento específico y ser usado para recuperación de energía en horno de Clinker o en la cogeneración

de energía eléctrica o calor (Nasrullah et al., 2017). Este procedimiento debe ser complementario a la reutilización, y la recuperación de materiales mediante reciclaje.

La producción de CSR puede realizarse en forma de granulados (o triturados), briquetas y/o pellets para reemplazar combustibles fósiles como carbón mineral, petróleo o gas natural y sus derivados. El CSR granulado es un material de bajo peso específico aunque de elevado poder calorífico inferior (PCI) (Sosa et al., 2020).

La producción de CSR densificado (en briquetas o pellets) trae una doble ventaja porque reduce los costos de transporte al ser un material energéticamente más denso, y mejora las condiciones de combustión en los hornos de incineración (García-Maraver y Carpio, 2015; Ferronato et al., 2022). Sin embargo, es preciso mantener un balance energético adecuado para lograr la factibilidad económica de la producción del CSR densificado porque la densificación tiene mayor demanda energética que producir CSR granulado.

La densificación del CSR para obtener briquetas ha sido ampliamente investigada cuando la materia prima proviene de residuos de biomasa, siendo su principal aplicación en la cogeneración de energía eléctrica o calor. Rajput et al. (2020) encontraron que la composición y calidad de la materia prima influye sobre características relevantes como la fuerza y durabilidad de los pellets. Sin embargo, existen escasos estudios donde se investigue las características del CSR en briquetas utilizando residuos comerciales e industriales (o residuos industriales no especiales, RINE). Algunos autores afirman que la adición de aglutinantes para la densificación puede tener efectos sobre el balance energético, así también como sobre la fuerza y durabilidad del CSR densificado (Jamradloedluk y Lertsatitthanakorn, 2015; Rajput et al., 2020; Wang et al., 2018).

Ferronato y col. (2022) encontraron que las briquetas producidas con residuos agrícolas y forestales son las más estudiadas seguidas de las briquetas basadas en residuos plásticos y las hechas con residuos de papel y cartón. Los CSR en briquetas se pueden dividir en tres categorías de acuerdo con su poder calorífico: briquetas de residuos de biomasa con poder calorífico inferior (PCI) de 16 MJ/kg, briquetas de residuos forestales con PCI de 19 MJ/kg, y briquetas de residuos plásticos y de carbón de 25 MJ/kg. También estos autores destacan la importancia de implementar tecnologías apropiadas a países en desarrollo.

La producción de CSR en briquetas es aún un área poco explorada en América Latina y el Caribe a pesar de que por su nivel de ingresos y condiciones de desarrollo parece promisorio para introducir estas alternativas de tratamiento para la recuperación de energía. Se han estudiado alternativas en Brasil y Nigeria y se deben estudiar aún fracciones de residuos como residuos celulósicos (papel y cartón), excrementos animales y fracción orgánica de RSU para producir CSR en briquetas.

En este trabajo, se estudió la densificación de CSR granulado producido en una planta de producción de CSR localizada en la Región Metropolitana de Buenos Aires. La planta recibe RINE de la Región provenientes de "grandes generadores" (establecimientos industriales, shoppings centers, galerías comerciales, hipermercados, cadenas de locales de comidas rápidas). Se estudiaron cualitativamente las condiciones para la densificación del CSR triturado en forma preliminar y como un primer paso para ajustar la técnica. Los estudios de la densificación del CSR en laboratorio se realizaron mediante un dispositivo para la formación de briquetas, investigando diferentes condiciones operativas como: tamaños de partículas de CSR, aglutinantes y temperaturas de densificación.

2. Metodología

Las muestras de CSR triturado fueron recolectadas de la planta de producción durante agosto de 2021. El CSR muestreado tiene un tamaño de partículas medio de 100 mm. La toma de muestras se realizó desde la pila CSR posterior a la etapa de homogeneización y previo a la compactación y enfardado (Figura 1).

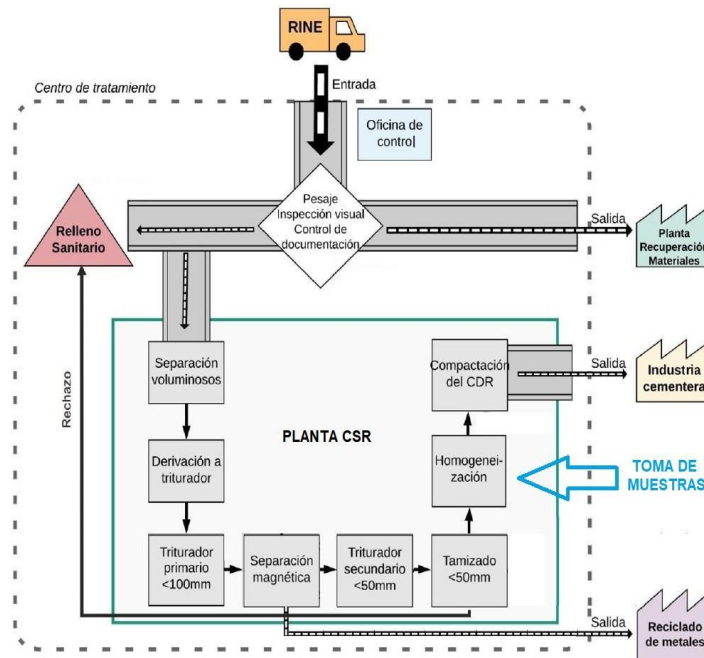


Figura 1: Esquema de la planta de CSR.

Las muestras recolectadas fueron etiquetadas y colocadas en bolsas plásticas herméticamente cerradas para conservar el material en óptimas condiciones y, luego, fueron trasladadas al laboratorio para su posterior procesamiento y análisis.

Como primer paso, se determinó la composición de la muestra de laboratorio de CSR triturado, siguiendo un procedimiento adaptado de la Norma ASTM 5231-92 (ASTM International, 1992). Se clasificaron los componentes de la muestra en forma mecánica y manual con tamices de mallas de diferentes medidas. Los residuos que no se pudieron separar por medio de los tamices, se clasificaron de forma manual. Luego de la separación, las fracciones de las categorías, que se detallan en la Tabla 1, se pesaron y se calculó la composición porcentual en masa.

Las muestras de CSR triturado se dividieron en diferentes porciones y se secaron en estufa para la determinación de humedad. Luego se conservaron en bolsas con cierre hermético para su preservación.

Posteriormente las porciones de CSR triturado seco se molieron a diferentes tamaños de partícula mediante un molino a cuchillas, donde se fue cambiando el tamiz para obtener CSR de tres tamaños de partícula diferentes: 3 mm, 6 mm, 9 mm. Con las muestras molidas se procedió a la densificación.

La densificación del CSR molido se realizó utilizando tres aglutinantes diferentes: agua destilada, glicerina y aceite vegetal usado (AVU) y a tres temperaturas de trabajo (100 °C, 120°C y 150°C) para las muestras con tres tamaños de partícula como se indica en la Figura 2.a.

Tabla 1: Categorías de clasificación para determinar la composición del CSR.

Categoría	Componentes
Plásticos	PET, PEBD, PEAD, restos de etiquetas autoadhesivas.
Madera	Madera de pallets rotos, embalajes, restos de madera utilizada en la construcción.
Papel y Cartón	Cartones de packaging, embalajes, mezclas de papeles.
Caucho, cuero, corcho	---
Textil	Telas de algodón provenientes de la industria textil.
Misceláneos menos a 25 mm	Mezcla de residuos orgánicos e inorgánicos que no fueron posibles de separar de manera mecánica/manual.

El procedimiento de densificación se realizó en los siguientes pasos:

- Se pesó una masa conocida de muestra de CSR molido en un recipiente de aluminio previamente tarado.
- Se agregó un volumen conocido del aglutinante (AVU o Glicerina, en el caso de agua, se agregó en exceso) y se mezcló. La relación CSR: aglutinante utilizado fue 2:1 (gr/ml). Se dejó humectar por 12 horas.
- Se cubrió el molde o matriz (Figura 2.b) con papel aluminio, y se rotulan las posiciones.
- Se colocó la mezcla en el molde y se presionó con una pieza de encastre en el molde. Se continuó agregando material hasta completar. Se cubrió con papel aluminio y se colocó la tapa.
- Se introdujo la matriz en la estufa a la temperatura deseada (100, 120, 150°C) por tres horas.

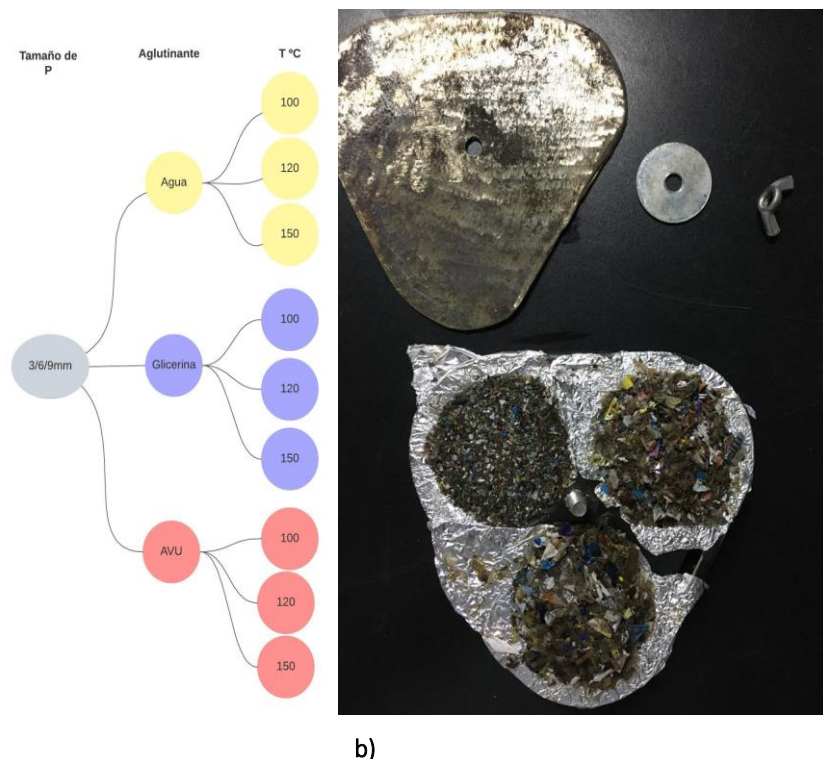


Figura 2: a) Condiciones utilizadas para la densificación del CSR. b) Molde o Matriz utilizada para la densificación en briquetas.

Las briquetas obtenidas fueron categorizadas cualitativamente según el grado de formación y sus características de dureza como describen en la Tabla 2.

Tabla 2: Clasificación cualitativa de las briquetas según su grado de formación.

Categorías de formación de la briqueta	Descripción	Valoración
No se forma	La briqueta no se forma, no adquiere la forma de la matriz y/o se desarma al desmoldar.	1
Formación inestable	La briqueta se arma, es posible desmoldarla, pero al tacto comienza a desintegrarse alterando su forma.	2
Formación estable	La briqueta mantiene la forma de la matriz al desmoldar, no se desarma, no se desintegra. Pero es blanda al tacto.	3
Formación rígida	La briqueta mantiene la forma de la matriz al desmoldar, no se desarma, no se desintegra. La briqueta es dura al tacto.	4

3. Resultados y discusión

3.1 Composición del CSR triturado

En la Figura 3, se presentan los resultados del análisis de composición de CSR triturado donde se observa que el componente mayoritario está constituido por plásticos, y mayormente plásticos livianos de alta densidad con puntos de fusión superiores a 120°C y 160°C. También hay un 10% de madera que presenta características favorables para la densificación incorporando aglutinantes a temperaturas de 120 °C y 160°C (Ferronato et al., 2022).

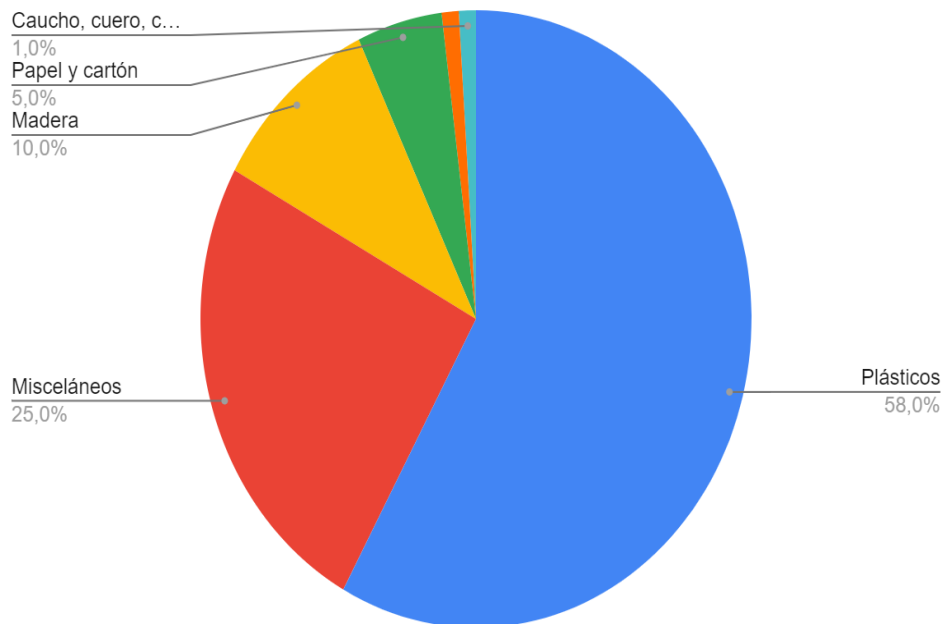


Figura 3: Composición del CSR triturado en porcentajes peso/peso.

3.2. Ensayos de densificación

Durante estos ensayos, se probaron diferentes condiciones operativas (agregados de aglutinantes, temperatura) y diferentes tamaños de partícula del CSR triturado.

Para ensayar los diferentes aglutinantes, se debieron ajustar las cantidades de aglutinante tras sucesivos ensayos de prueba. Finalmente, se tomó como proporción de la mezcla 20 gramos de muestra molida por cada 10ml de aglutinante. Para la misma cantidad de muestra, y cantidades mayores de aglutinantes (AVU y glicerina), se observó un lixiviado durante y luego del proceso de calentamiento de la briqueta. En el caso de las briquetas remojadas en agua, esto no supuso un problema.

Para seleccionar la temperatura máxima de operación, se tuvieron en cuenta los puntos de fusión de los componentes mayoritarios y se realizaron pruebas hasta 200°C. A esta temperatura, el material se quemó parcialmente y se observaron humos de evaporación. Por lo tanto, se seleccionaron las temperaturas en el rango de 100 a 150°C y la proporción de aglutinantes de 10 ml de aglutinante por cada 20 mg de CSR.

Los resultados obtenidos de la caracterización cualitativa se presentan en la Tabla 3:

Tabla 3: Resultados de la clasificación de las briquetas según el grado de formación y condiciones operativas.

Temperatura (°C)	Agua			Glicerina			AVU		
	3 mm	6 mm	9 mm	3 mm	6 mm	9 mm	3 mm	6 mm	9 mm
100	2	1	1	3	3	3	3	3	3
120	2	1	1	4	3	3	4	3	3
150	3	3	3	4	4	4	4	4	4

Con respecto a la formación de briquetas, no se encontraron diferencias significativas entre el uso de glicerina y de AVU como aglutinantes (Figuras 4a y 4b). Estos resultados son preliminares, y será preciso utilizar otros métodos cuantitativos para comprobar la dureza y la durabilidad de las briquetas para comprobar la aptitud de las briquetas para soportar el transporte sin perder sus características. Se obtuvo una formación rígida a una temperatura por encima de los 150°C, mientras que a 120°C, la rigidez de la briqueta depende del tamaño de partícula.

Los resultados muestran que solo usando agua es necesario aumentar la temperatura (Figura 4a). Esto coincide con los materiales mayoritarios que conforman el CSR, y sus puntos de fusión.

Las briquetas formadas a 100°C consiguieron una formación estable sólo en los casos donde se utilizó glicerina y AVU como aglutinantes. Será preciso estudiar, si la estabilidad de la briqueta es suficiente para conservar sus propiedades durante el transporte.

4. Conclusiones

En este trabajo, se estudiaron las condiciones operativas para la formación de briquetas de CSR a escala laboratorio para estudiar la densificación de un combustible sólido recuperado a partir de residuos industriales no especiales. Se encontró que la temperatura más favorable para la formación de las briquetas es entre 120 y 150°C. Se requieren más ensayos para poder evaluar otros parámetros como la dureza, la fuerza o la durabilidad de las briquetas para encontrar el justo balance entre la energía entregada para la formación de briquetas y su calidad.

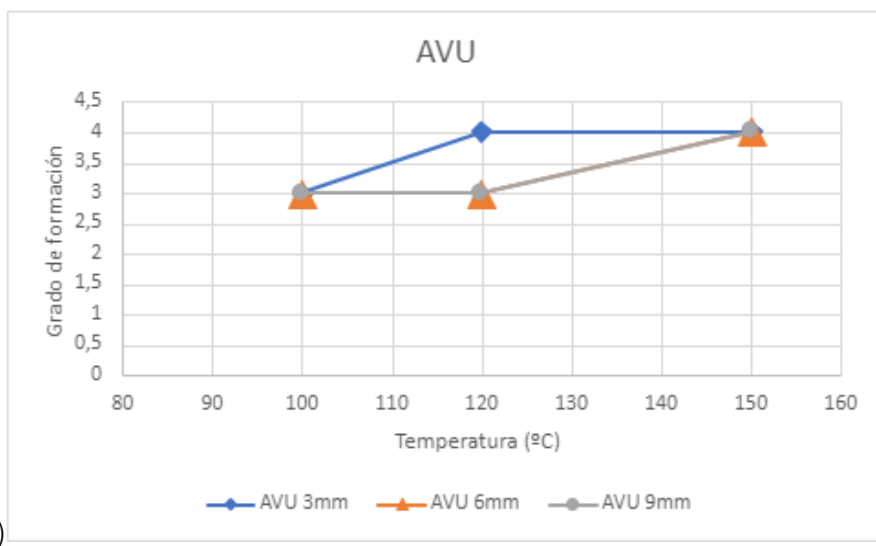
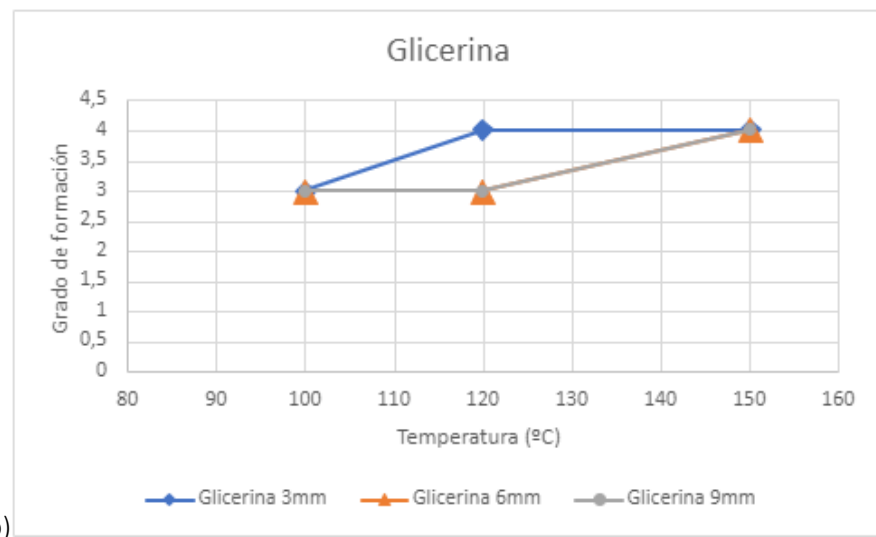
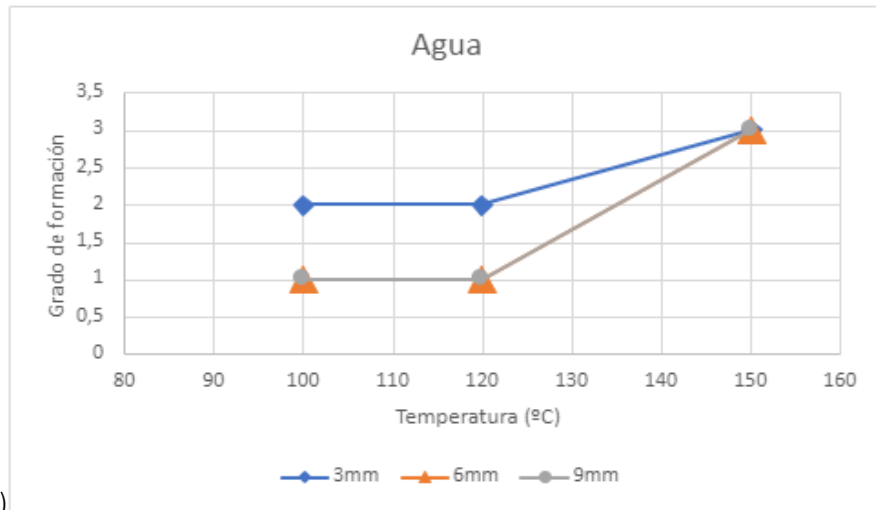


Figura 4: Resultados de la caracterización de las briquetas: a) Briquetas utilizando Agua como aglutinante; b) Briquetas utilizando Glicerina como aglutinante; c) Briquetas utilizando AVU como aglutinante.

En relación con el tamaño de partícula, se encontró que las briquetas se formaron exitosamente en los tamaños estudiados, aunque la bibliografía sugiere que la durabilidad aumenta con la disminución del tamaño de partícula.

En este estudio, se utilizó glicerina virgen como aglutinante, sin embargo, es preciso estudiar la glicerina subproducto de la producción de biodiesel, ya que ésta, sin purificar, podría mejorar el poder calorífico del combustible y ser un aprovechamiento energético de este residual.

Referencias

- ASTM International. 1992. Designation: D 5231 – 92 (Reapproved 2003). “Standard Test of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Wastes“
- Bilitewski Bernd, Wagner Jörg, Reichenbach Jan 2018. Best Practice Municipal Waste Management. Information pool on approaches towards a sustainable design of municipal waste management and supporting technologies and equipment. Dessau-Roßlau, May 2018. ISSN 1862-4804. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- Ferronato, N., Calle Mendoza I.J., Gorritty Portillo, M.A., Conti F., Torretta, V., 2022. Are waste-based briquettes alternative fuels in developing countries? A critical review, Energy for Sustainable Development 68 (2022) 220–241. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2022.03.013>
- Garcia-Maraver, A., Carpio, M., Biomass Pelletization Process WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering, Vol 85, © 2015 WIT Press.
- Jamradloedluk, J., Lertsatitthanakorn, C. 2015. Properties of Densified-Refused Fuel using glycerin as a binder. Procedia Engineering 100, 505-510.
- Nasrullah M, Hurme M, Oinas P, Hannula J, Vainikka P. 2017. Influence of input waste feedstock on solid recovered fuel production in a mechanical treatment plant. Fuel Processing Technology 163:35-44. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.011>
- Rajput,S., Jadhav, S., Thorat, B. 2020. Methods to improve properties of fuel pellets obtained from different biomass sources: Effect of biomass blends and binders. Fuel processing technology 199, 106255. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2019.106255>
- Sosa, S.V., Galvan, S.L., Lusich, S.M., Bielsa, R.O., 2021. Use of Solid Recovered Fuels to Address Energy and Environmental Problems in Argentina, en: M. Asif (ed.), Energy and Environmental Security in Developing Countries, Advanced Sciences and Technologies for Security Applications, Springer, Cham, pp. 331-351. https://doi.org/10.1007/978-3-030-63654-8_13
- Wang, T., Li, Y., Zhang, J., Zhao, J., Liu, Y., Sun, L., Liu, B., Maa, H., Lin, Y., Li, W., Ju, M., Zhu, F. 2018. Evaluation of the potential of pelletized biomass from different municipal solid wastes for use as solid fuel. Waste Management 74, 260-266. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.043>

ANÁLISIS DE FLUJO DE MATERIALES DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RESIDUOS EN ARGENTINA

Galván, Silvia Luciana¹; Bielsa, Raquel Ofelia^{2*}

¹Área de Ecología y Sistemas Económicos Urbanos, ²Área de Ecología, Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina *rbielsa@campus.ungs.edu.ar

Resumen

Este trabajo aplica el análisis de flujo de materiales para estimar indicadores energéticos y emisiones de diferentes alternativas de gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. Se analizan tres alternativas: alternativa 0 (gestión actual con relleno sanitario (RS) y recuperación de energía del gas del relleno); alternativa 1, se suman a la anterior tres plantas de incineración en parrilla con recuperación de energía de RSU mezclado; y alternativa 2, se agregan tres plantas de tratamiento mecánico biológico (TMB), con producción y uso de combustible sólido recuperado (CSR). Se utilizan los indicadores: energía recuperada, rendimiento de las plantas de recuperación energética, participación de energías renovables y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) evitadas.

Los resultados muestran que la energía recuperada en la alternativa 0 alcanza 224 GWh, y aumenta más del 200% en las alternativas 1 y 2. Las plantas de TMB no incrementan significativamente las tasas de reciclaje, pero reducen el volumen de materiales a RS y generan bioestabilizados para cobertura. La producción y uso de CSR mejora el desempeño de las plantas de valorización energética en un 141% respecto a la alternativa 1, pero se reduce la participación de energías renovables (58% en la alternativa 1 y 22% en la alternativa 2), también se reducen las emisiones GEI evitadas (en un 43%).

Este trabajo busca contribuir al diseño de estrategias de gestión de RSU, con recuperación de energía y reciclaje, considerando a los RSU, al menos parcialmente, fuentes de energía renovable.

Palabras clave: Región Metropolitana de Buenos Aires; residuos sólidos urbanos; valorización energética; indicadores energéticos.

1. Introducción

Según Naciones Unidas actualmente la mitad de la humanidad, 3.500 millones de personas, vive en ciudades. En el año 2030, más del 60% de la población mundial vivirá en zonas urbanas. Si bien las ciudades ocupan apenas el 3% de la superficie del planeta, comprenden entre el 60% y el 80% del consumo de energía y el 75% de las emisiones de carbono (Margulis, 2016). En la actualidad las grandes ciudades de América Latina presentan deficiencias en infraestructura, de acceso a los servicios y pérdida de la calidad de vida a causa de una rápida urbanización sin planificación estratégica. Las ciudades de menor tamaño poblacional también comienzan a sufrir las mismas consecuencias. En Argentina se presenta la misma situación, con una urbanización consolidada desde los años 1970, un 72% de la población vive en el 20% del territorio (SAyDS, 2019), mientras que sólo en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) se concentra cerca del 40% de los habitantes. Este incremento de la población urbana es acompañado de un crecimiento

significativo de la cantidad de recursos materiales y energéticos que las ciudades demandan, así como de la cantidad de residuos que generan, creando costos ambientales, económicos y sociales.

El sector energético, que emite gases de efecto invernadero (GEI) por la combustión y las fugas de combustibles fósiles, es el principal responsable de las emisiones GEI en Argentina (51%) y en la mayoría de los países de América Latina. Por su parte, la gestión de residuos sólidos y líquidos aporta un 4% de dichas emisiones (MAyDS, 2021). Argentina se ha comprometido a implementar medidas de mitigación en el marco del Acuerdo de París de 2015.

En este contexto, el uso de los residuos sólidos urbanos municipales y comerciales e industriales no peligrosos como fuentes de energía puede crear sinergias entre las políticas de gestión de residuos, energéticas y climáticas (European Commission Directive, 2015). El empleo de las tecnologías de conversión de residuos en energía (WtE por sus siglas en inglés) puede ayudar a reducir las emisiones de metano desde los rellenos sanitarios, un GEI con mayor impacto en el cambio climático por tonelada que el CO₂. Además, la utilización de residuos como combustible representa un ahorro de combustibles fósiles tradicionales en las industrias energéticamente intensivas y en la provisión de calor y/o electricidad a los sectores industriales, residenciales y otros edificios, cubriendo parte de su demanda.

Para el caso particular de la RMBA, el uso de los residuos y/o de las corrientes residuales, resultantes de determinados procesos de tratamiento, para producción de energía presenta especial interés por varias razones. Los principales motivos son la escasez de espacios aptos para la construcción de nuevos rellenos sanitarios, la oposición ciudadana a nuevos rellenos, el incremento de la demanda de energía y la mitigación de las emisiones de GEI acordada por el país (SAyDS, 2019).

A nivel mundial, el tratamiento térmico de residuos sólidos urbanos (RSU) para la obtención de energía sigue desarrollándose con capacidades globales incrementales a un ritmo aproximado de 4 millones de toneladas de residuos por año. En China y Japón se implementaron nuevas tecnologías que disminuyen sus emisiones contaminantes a la atmósfera por debajo de los estándares europeos y de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (Themelis et al., 2016), con eficiencias netas cada vez mayores, en especial si se aplica cogeneración de electricidad y calor.

En este marco, este trabajo se propone aplicar un análisis de flujo de materiales para estimar indicadores energéticos y sobre emisiones de diferentes alternativas de gestión de RSU en la RMBA, Argentina.

2. Metodología

Para analizar la gestión de RSU en la RMBA y elaborar el flujo de materiales se consultó la información disponible en los sitios oficiales de los municipios de la RMBA, de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA), trabajos científicos y bases de datos de organismos afines, tales como la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) y la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo.

Se buscó partir de un modelo que refleje todas las etapas de la gestión actual (alternativa 0 o A0), desde la disposición inicial, hasta la final en relleno sanitario. En la RMBA, esta disposición final se realiza en tres Complejos Ambientales, Norte III, González Catán y Ensenada. Luego se elaboraron dos alternativas de gestión, considerando la incorporación de diferentes tecnologías de valorización energética para el tratamiento de los RSU:

Alternativa 1 (A1): al tratamiento actual se suman tres plantas de incineración en parrilla con generación de electricidad. Cada planta tiene una capacidad de procesar 300.000 t/año de RSU. Dos de ellas incineran los RSU mezclados (en bruto) que arriban a los complejos ambientales Norte III y González Catán, la tercera planta incinera la fracción inorgánica de los RSU (FIRSU) de la planta TMB que actualmente opera en el Complejo Ambiental Ensenada. Se definió esa capacidad de procesamiento ya que es la capacidad promedio de las plantas que actualmente se encuentran en operación en países europeos (ISWA, 2017).

Alternativa 2 (A2): al tratamiento actual se suman 2 plantas de TMB de 1.200 t/día cada una (capacidad de las plantas que actualmente operan en la RMBA), que se ubican en los complejos ambientales Norte III y González Catán. Además, se agregan tres plantas de incineración en lecho fluidizado con una capacidad instalada de 300.000 t/año, una en cada complejo ambiental. Estas plantas de incineración aprovechan la FIRSU generada en las plantas TMB que quedarían en operación (cuatro en total) como combustible sólido recuperado (CSR) para la generación de electricidad.

La composición de los residuos considerados en todas las alternativas de gestión se presenta en la tabla 1 y corresponde a la definida en el estudio de caracterización de residuos realizado en conjunto por la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires y la CEAMSE (Rosso, 2020).

Tabla 1. Composición de residuos

Componente	Composición (%)
Papeles y cartones	13,60
Plásticos	20,95
Vidrio	4,81
Metales ferrosos	1,65
Metales no ferrosos	0,49
Madera	0,34
Residuos de poda y jardín	3,32
Pañales descartables y apósitos	8,77
Materiales de construcción y demolición	1,05
Desechos alimenticios	35,69
Materiales textiles	2,71
Goma, cuero, corcho	0,66
Residuos peligrosos	0,32
Misceláneos menores a 24,4 mm	5,06
Aerosoles	0,58
TOTAL	100

Fuente: elaboración propia en base a Rosso (2020) y FIUBA-CEAMSE (2012).

El flujo de materiales del sistema de gestión de RSU se obtuvo a partir de un modelaje realizado con el programa WRATE, desarrollado por la Agencia Ambiental de Reino Unido (Golder Associates (UK) Ltd, 2014).

2.1 Cálculo de indicadores

Se analizaron los cambios que se producirían en la estructura de generación eléctrica por la producción de energía a partir de RSU, tanto a nivel nacional como de la RMBA, empleando cuatro indicadores:

- Energía recuperada en las plantas WtE térmicas (kWh);
- Rendimiento energético de las plantas WtE térmicas (kWh/t de RSU);
- Participación de fuentes renovables (%);
- Emisiones de dióxido de carbono equivalente (tCO₂ eq) evitadas.

Para el cálculo de generación de electricidad a partir de gas de relleno sanitario (GRS), se consideró que sólo el relleno sanitario de Norte III posee captura de gases, con una eficiencia del 30%. Para la producción de GRS el programa WRATE utiliza el modelo GASim v2.0, también desarrollado por la Agencia Ambiental de Reino Unido. El mismo incluye la generación de gas y considera su recolección, migración, las emisiones superficiales y la oxidación biológica de metano. Además, incorpora plantas de combustión del GRS y su dispersión atmosférica e impacto. El modelo considera motores para generación de electricidad de 1 MW,

que utilizan 580 m³/h de GRS. La cantidad de motores se incrementa conforme se incrementa la generación de gas y la generación de electricidad se produce considerando una eficiencia del 35% y un poder calorífico del GRS de 50 MJ/kg.

Para la generación eléctrica en plantas de incineración en parrilla, se consideró que la planta de Ensenada trata térmicamente la FIRSU generada en la planta TMB Ensenada, mientras que las plantas de González Catán y Norte III tratan los residuos en bruto. Se consideró que todas ellas generan electricidad con una eficiencia de 26,1%, a partir de un RSU con poder calorífico de 9,65 MJ/kg.

Las tres plantas de incineración en lecho fluidizado que se incorporan en la alternativa 2 tratan la FIRSU producida en las plantas TMB, para lo que incluyen una etapa de acondicionamiento del CSR, y generan electricidad con una eficiencia del 27,1%. El poder calorífico del CSR surge de ponderar los valores correspondientes a los diferentes componentes de RSU que lo componen, según el flujo de materiales arrojado por el programa WRATE.

La energía generada en las plantas WtE térmicas se calculó a partir de la Ecuación (1), mientras que el rendimiento energético se determinó como la relación entre la energía recuperada y la masa del material procesado en cada planta WtE.

$$E_i = m_j * (100\% - M_{ad}) * q_{V,net,m} * \eta_j / 3600 \quad (1)$$

Donde

E_i es la energía (kWh) recuperada en la planta WtE j

m_j es la masa (kg) del material que ingresa a la planta WtE

M_{ad} es el contenido (%) de humedad del material que ingresa a la planta WtE

$q_{V,net,m}$ es el PCI (kJ/kg) en base seca del material que ingresa a la planta WtE

η_j es el factor de eficiencia de la planta WtE j (incluido por defecto en el programa WRATE)

3.600 es el factor de conversión de unidades energéticas

La participación de fuentes renovables en la generación de energía se determinó como el porcentaje de materiales biogénicos que ingresa a las plantas WtE. Para ello, se tuvieron en cuenta las masas de:

- Orgánicos: 100%;
- Papel y cartón: 100%;
- Madera: 100%;
- Materiales textiles: 50%;
- Residuos sanitarios: 79%. De acuerdo con (CIECTI, 2015) aproximadamente el 21% de la masa de los pañales corresponde a plásticos;
- Goma/cuero/corcho: 50%.

Las emisiones de GEI evitadas expresadas como CO₂ eq se calcularon a partir de la participación de materiales biogénicos en las plantas WtE y el factor de emisión de las centrales térmicas del sistema eléctrico argentino del año 2018 (0,464 tCO_{2e}/MWh) (SE, 2019). Se estimaron así las emisiones de CO₂ eq si la energía generada a partir de esos materiales se produjera en una central térmica convencional.

3.Resultados

3.1 Flujos de masa del sistema actual y de las alternativas propuestas

La tabla 2 presenta una síntesis del flujo de masa de acuerdo con el sistema de recolección y el destino de materiales para cada alternativa de gestión (A0, A1 y A2).

En la alternativa A0 o sistema actual, se observa que un pequeño porcentaje (2,2%) de los RSU se envía a reciclaje y se debe principalmente a lo proveniente de los centros verdes de la CABA. Se estima que el material recuperado por los municipios no alcanza al 0,5% del total gestionado (5,75 millones de toneladas anuales). Las instalaciones de TMB procesan casi el 12% de lo generado. Los RSU domiciliarios enviados a disposición final corresponden al 92,7% de lo gestionado, considerando a los RSU mezclados y el remanente de las plantas TMB. El material bioestabilizado se emplea como material de cobertura.

Cuando se incorporan las tres plantas de incineración en parrilla (alternativa A1) se desvía a recuperación por valorización energética un 12,3% de los RSU generados. Al incorporar estas plantas se genera una nueva corriente de residuos, las cenizas de combustión. Éstas pueden enviarse a relleno sanitario o bien, pueden ser empleadas en otros procesos como la construcción de caminos incorporándose al concreto, o recuperando de ellas metales ferrosos (Breeze, 2018; Spreadbury et al., 2021). Con esta alternativa se reducen los RSU enviados a relleno sanitario sin tratamiento previo en un 12,1% respecto de la alternativa A0.

Con la alternativa A2 se incrementa la capacidad total de las plantas de TMB en un 15% y el material enviado a reciclaje representa un 2,4% de lo generado. Es decir que, la incorporación de plantas de TMB no representa mejoras sustanciales en la cantidad de residuos enviados a reciclaje respecto de la alternativa A0. El material enviado a recuperación energética alcanza al 9,6% (aproximadamente 467 mil t/año de FIRSU aprovechada como CSR). Bajo esta alternativa el material bioestabilizado producido se incrementa en un 7,6% respecto de la alternativa A0 y se reduce la disposición final en relleno sanitario en un 12,2%.

Tabla 2. Síntesis del destino de materiales según alternativas de gestión

Sistema de recolección y destino		Porcentaje sobre el total de RSU		
		A0	A1	A2
RSU húmedos de CABA		2,4	2,4	2,4
RSU secos de CABA		17,1	17,1	17,1
RSU mezclados de municipios		80,5	80,5	80,5
Enviado a reciclaje		2,0	2,0	2,4
Enviado a recuperación energética		0	12,3	9,6
Enviado a planta TMB		11,8	11,8	26,8
Enviado a relleno sanitario	Material bioestabilizado en planta TMB	6,5	6,5	14,1
	Fracción inorgánica de planta TMB	4,5	2,5	0,9
	RSU mezclados	88,2	75,5	70,8
	Cenizas de combustión	0	2,6	1,2

3.2 Energía recuperada en el sistema actual y en las alternativas propuestas

La Figura 1 presenta la energía total recuperada en cada alternativa de gestión. Bajo la alternativa A0 la energía recuperada alcanza un máximo de 224 GWh. Si se incorpora la termovalorización de los RSU en bruto (alternativa A1), este valor se incrementa en más de un 200%, alcanzando los 764 GWh y se incluye la producción y aprovechamiento de CSR, se incrementa levemente a 772 GWh (respecto de A1).

La energía recuperada en la alternativa A0 difiere de los datos de producción de energía publicados por la Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico (CAMMESA, 2018), que informó para el año

2018 una generación de 121 GWh en las centrales termoeléctricas que operan en el Complejo Ambiental Norte III. Debe tenerse en cuenta que las centrales de generación de electricidad no suelen operar las 8.760 horas anuales, las eficiencias de generación eléctrica, de colección de biogás y su poder calorífico pueden diferir, por lo que su generación real puede distar de la estimada con el programa WRATE.

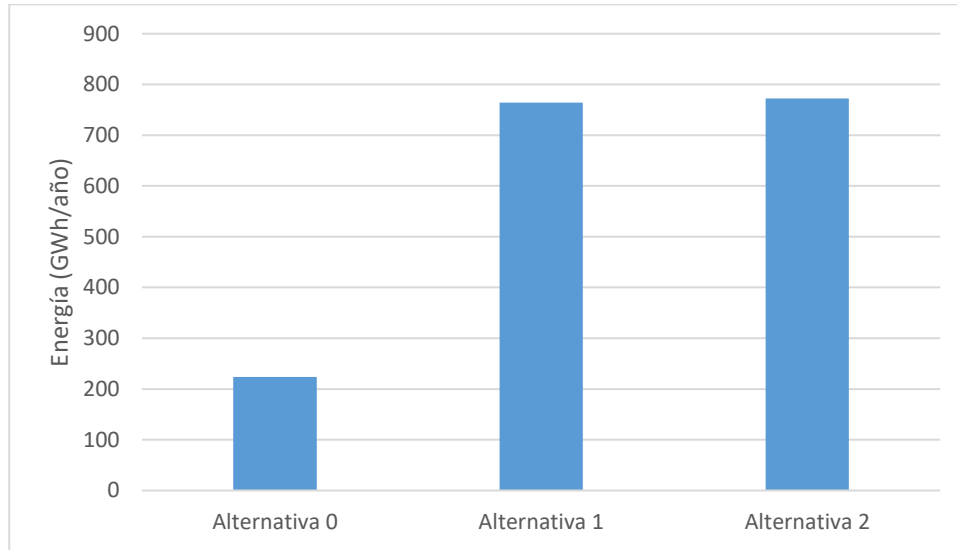


Figura 1. Energía total recuperada en cada alternativa de gestión de RSU.

3.3 Generación, rendimiento y participación de fuentes renovables de las plantas WtE

La Tabla 3 presenta una síntesis de los indicadores energéticos calculados para las plantas WtE propuestas para las alternativas A1 y A2. Se observa que utilizando CSR (A2) la generación se incrementa en más de un 50%, respecto de la alternativa A1, alcanzando los 600 GWh. Por su parte el rendimiento de las plantas WtE alcanza valores mayores cuando se emplea CSR en lugar de RSU mezclado. Al operar con RSU mezclado, el rendimiento energético de las plantas alcanza valores que se encuentran dentro del rango de rendimientos típicos mencionados por Teixeira Coelho et al. (2020) (400 a 700 kWh/t); mientras que operando con CSR el rendimiento se incrementa en un 141% (1.038 kWh/t).

Según la composición física de los materiales procesados en las plantas WtE térmicas propuestas, la energía generada en cada una tendrá diferente participación de fuentes renovables. Bajo la alternativa A1 el 58% de la energía que se generaría puede considerarse como proveniente de fuente renovable y disminuye a un 22% bajo la alternativa A2. Estas participaciones permiten evitar emisiones de CO₂ eq de origen fósil en plantas térmicas convencionales. Las cantidades alcanzan las 102 mil toneladas de CO₂ eq con la alternativa A1 y 57,6 mil toneladas de CO₂ eq con la alternativa A2 (Tabla 3).

Estos valores significan un incremento en la participación de fuentes renovables en la estructura de generación del año base 2018 que no superarían al 0,2% a nivel país y 0,9% a nivel de la RMBA, alcanzando en este último caso una generación a partir de fuente renovables del 1,4%.

Tabla 3. Síntesis de indicadores energéticos de plantas WtE, según alternativas propuestas.

Alternativa	Planta	Masa procesada (t/a)	Generación (GWh)	Rendimiento (kWh/t)	Participación de fuentes renovables (%)	Emisiones CO ₂ eq (miles de t/a)
	Ensenada	118.059	123	1.038		

A1	G. Catán	300.000	129	430	58	101,6
	Norte III	300.000	129	430		
	Total	718.059	381			
A2	Ensenada	118.059	123	1.038	22	57,6
	G. Catán	175.382	182	1.038		
	Norte III	269.514	271	1.005		
	Total	562.955	576			

4. Conclusiones

De acuerdo con los resultados aquí presentados, la incorporación de nuevas plantas TMB a la gestión actual de RSU de la RMBA permite producir CSR, mejorando la calidad del material a valorizar energéticamente y disminuir la cantidad de la fracción orgánica enviada a relleno sanitario y las emisiones de CH₄ asociadas (siempre que se complete el período de bioestabilización). Por ello, la producción de CSR parece ser una opción más adecuada frente a la WtE tradicional (alternativa 1).

La incorporación de tecnologías WtE a la gestión de residuos de la RMBA, permitiría duplicar o triplicar la participación de fuentes renovables en su estructura de generación de electricidad, ya que los energéticos empleados (RSU) son entre un 21% y un 58% de origen biogénico. Esto supone evitar la emisión de CO₂ eq de origen fósil en plantas térmicas convencionales. Los valores finales de estos ahorros dependen de la alternativa de gestión y la composición específica de los residuos.

A nivel país, con las capacidades de planta aquí propuestas, se generarían impactos poco significativos. Sin embargo, considerando el total de RSU generado, los residuos de la RMBA tienen un gran potencial energético.

El análisis de las alternativas de gestión de residuos requiere de una evaluación ambiental completa, que incluya una diversidad de indicadores ambientales (aquí se presentó una versión reducida) y debe ser complementado con una evaluación socioeconómica, que permite también valorar sus aspectos financieros, sus costos y aspectos sociales.

Referencias

- Breeze, P. (2018). Chapter 6 - Traditional Waste Combustion Technologies. In P. Breeze (Ed.), *Energy from Waste* (pp. 49–64). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101042-6.00006-6>
- CAMMESA. (2018). *Informes Anuales de la Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico*. CAMMESA. <https://cammesaweb.cammesa.com/informe-anual/>
- CIECTI. Centro Interdisciplinario de Estudios en Ciencia Tecnología e Innovación. (2015). *Estrategias sustentables y viables para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Planta Piloto de Ingeniería Química, PLAPIQUI (UNS-CONICET)*. <http://www.ciecti.org.ar/wp-content/uploads/2016/09/CIECTI-Proyecto-PLAPIQUI.pdf>
- European Commission Directive. (2015). *Communication from the Commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF

- FIUBA-CEAMSE. (2012). *Estudio de calidad de los residuos sólidos del Área Metropolitana de Buenos Aires-verano 2010/2011*. <https://www.ceamse.gov.ar/wp-content/uploads/2012/06/Tercer-Informe-ECRSU-AMBA.pdf>
- Golder Associates (UK) Ltd. (2014). *WRATE. Waste and Resources Assessment Tool for the Environment. Simplified life cycle software for waste management* (No. 3).
- ISWA. International Solid Waste Association. (2017). *Seminar and Technical Tour WtE 2017*.
- Margulis, S. (2016). *Vulnerabilidad y adaptación de las ciudades de América Latina al cambio climático*.
- MAyDS-Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Cuarto Informe Bienal de Actualización de Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC)*. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/cuarto-informe-bienal>
- Rosso. (2020, April 30). *Economía circular, energía y residuos: desafíos para la nueva década*. Evento webinar de la Cámara Empresaria De Medio Ambiente.
- SAyDS. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2019). *Informe de estado del ambiente-2018*. <https://www.argentina.gob.ar/noticias/informe-del-estado-del-ambiente>
- SE-Secretaría de energía. (2019). *Cálculo del Factor de Emisión de CO2 de la Red Argentina de Energía Eléctrica*. <http://datos.minem.gob.ar/dataset/calculo-del-factor-de-emision-de-co2-de-la-red-argentina-de-energia-electrica>
- Spreadbury, C. J., McVay, M., Laux, S. J., & Townsend, T. G. (2021). A field-scale evaluation of municipal solid waste incineration bottom ash as a road base material: Considerations for reuse practices. *Resources, Conservation and Recycling*, 168, 105264. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2020.105264>
- Teixeira Coelho, S., Sanches Pereira, A., Hugo Bouille, D., Mani, S. K., Yesica Recalde, M., Armando Savino, A., & Stafford, W. H. (2020). *Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries: Technologies, Best Practices, Challenges and Policy* (J. Hayton, Ed.). Elsevier.
- Themelis, N. J., Diaz Barriga, M. E., Estevez, P., & Velasco, M. G. (2016). *Guía para la recuperación de energía y materiales de residuos*. <https://docplayer.es/52233299-Guia-para-la-recuperacion-de-energia-y-materiales-de-residuos.html>

ASSESSING THE POTENTIAL OF OLIVE RESIDUES FOR ENERGY VALORIZATION IN WESTERN ANDALUSIA

Moreno, Silvia*; Guerra, Karla; Alonso-Fariñas, Bernabé; Ronda, Alicia; Haro, Pedro*

Chemical and Environmental Engineering Department. Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universidad de Sevilla.
Camino de los Descubrimientos s/n. 41092 Seville, Spain

*spuerta@us.es, pedrogh@us.es

Abstract

Utilisation of waste biomass is crucial for tackling the current energy crises and meeting the different targets set for it, from a global to a regional level, as highlighted in the United Nations 2030 agenda for sustainable development. To achieve these goals, proposals must be established to enable the use of local waste biomass as a source of clean and sustainable energy.

Another key aspect of this transition includes the recent commitment to green hydrogen as a substitute for fossil fuels. Hydrogen is a compound that has already been used in industry for decades (e.g., refineries), which guarantees i) the existence of a current demand and ii) a know-how that guarantees a certain degree of confidence for the large-scale use of this vector.

To unify both aspects, this work addresses the analysis and quantification of agricultural residues, specifically from olive industry, and its possible potential to produce green hydrogen in Western Andalusia. Therefore, this study helps providing the basis for the implementation of a roadmap for the decarbonisation of the selected area using local biomass sources.

The results obtained show that hydrogen generation can reach a peak of up to 592.2 tonnes in the month of January from biomass waste from the olive industry, highlighting the great potential of this residues in Western Andalusia and providing a new perspective for the future development of bioenergy in the region.

Keywords: Agricultural residues; waste management; energy valorisation; Geographical Information Systems

1. Introduction

Today's growing demand for energy, largely met by non-renewable fossil fuels, has led to a damaging climate and an increasingly shortage of resources. This fact, combined with more stringent policies for the use of renewable resources, has made the development of an energy model based on clean energy sources to reduce greenhouse gas emissions one of the major challenges of recent years (Kim et al., 2021).

Given this framework, one of the most promising options that has gained special interest in recent years is the use of green hydrogen as an energy vector. It can be produced from renewable sources, such as solar, wind or biomass (as shown in Figure 1), while at the same time solving one of the major problems normally associated with the use of renewable energies: the variability of production. This is because hydrogen functions as a substance that stores energy and subsequently allows it to be released in a controlled manner, thus decoupling supply from demand (Dopson et al., 2022).

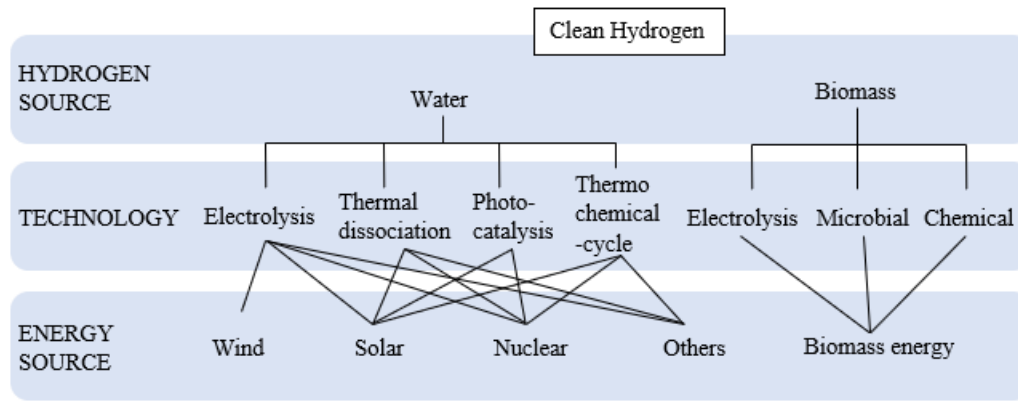


Figure 1. Hydrogen production methods from renewable energies (Wang et al., 2019).

Although it is true that from Figure 1, the only technology available on a commercial scale is water electrolysis (Takach et al., 2022), those that use biomass as a feedstock present a great potential and a sufficient TRL (Technology Readiness Levels) to assume that this type of process will be implemented soon. In the case, for example, of bio-methane with SMR (Steam Methane Reforming), the TRL is 9 (Rosa and Mazzotti, 2022). The advantages of using biomass as a hydrogen source over water include the following:

1. Biomass is cheaper than other dedicated feedstock and can even have a zero cost or, in some cases, generate an income through an input fee (Keogh et al., 2022).
2. The price estimation for hydrogen production from biomass is much more promising than the price using solar or wind energy (Wang et al., 2019).
3. Biomass can be stored and transported, making it a dispatchable energy source (Middelhoff et al., 2022).
4. Producing one kg of hydrogen requires 11 litres of water, which implies the need for a water surplus of 4.45 cubic hectometres per year, which is not the case for biomass (de la Fuente Rodríguez, 2023).
5. In the case of the use of residual biomass, an opportunity is provided for the management of waste that would otherwise end up in landfill is provided with the added benefit of revalorisation.

Besides analysing the different technologies considered for hydrogen production, the region's energy plans and strategies have also been considered. Here, the main document that marks the route towards the objectives set by the European Union is the Andalusia Energy Strategy 2030, approved in 2022 by the autonomous community's Governing Council. This strategy is proposed as a planning instrument, defining a strategic reference framework of twelve priority lines, among which the promotion of the use of renewable energies, the promotion of the bioeconomy and the circular economy associated with the energy sector stand out. Concerning the latter, it is worth highlighting the importance in Andalusia of the study and implementation of biomass-based energy technologies (Junta de Andalucía, 2022). According to the Secretary of Energy of the Andalusian Regional Government, Andalusia has a great potential for biomass production that can be analysed to meet the objectives of this work. Proof of this potential is the approval in 2018 of an Andalusian Circular Bioeconomy Strategy by the Regional Government (Agencia Andaluza de la Energía, 2020).

With the aim of serving as a basis for the future reconversion of hydrogen production sources, and to avoid the negative impact on the environment caused by using fossil fuels, this work has analysed the existing biomass in Western Andalusia as a source of green hydrogen production. As mentioned above, biomass plays an important role in the decarbonisation of the energy system. The use of this raw material for

hydrogen production allows, unlike the renewable sources currently used, its storage and transport, which makes it more dispatchable.

2. Methodology

To select the biomass considered in this work, the following criteria have been considered. Firstly, the availability of the waste in the area of the study (provinces of Seville, Cadiz, and Huelva). The information was obtained from data provided by the Andalusian Energy Agency (Agencia Andaluza de la Energía, 2012). Once the availability in tonnes of each of the types of biomasses considered has been determined, a filter has been applied in which those types of biomasses for which less than 50 000 tonnes are produced have been discarded. This quantity has been chosen based on a previous study, bearing in mind that the maximum theoretical yield of hydrogen production from biomass (Akubo et al., 2019; García Martín et al., 2020; Hu et al., 2020; Sert et al., 2018), as a generic feedstock, is not very high (depending on the biomass considered, an average yield of hydrogen is 53 g/kg of treated (dried) biomass), so it is not viable to build a plant for a resource that is not widely available.

Secondly, it has been determined from the literature which biomasses have already been used for hydrogen production, the technology used and the conversion efficiency. This filter has reduced the type of biomass in the study from 23 different types down to 16. In this step of the study, the total amount of hydrogen that could be produced if all the waste biomass available in the study area was used for this purpose has been determined.

However, it must be considered that not all biomass is available for hydrogen production, as it can be used for other purposes, e.g., thermal or electrical generation, or animal feed among others. For this reason, a further step has been taken in the study, in which the different uses of the biomasses available have been evaluated.

Regarding the consideration of the use of the different types of residual biomass, insightful information has been found only for agricultural residues associated to olive industry (i.e., olive stone¹, olive pomace² and olive tree-pruning³). The different characteristics and properties of each residue are summarised in Table 1 (Vera et al., 2014). To depict where in the production process each of the wastes considered in the study is generated, a diagram of the olive oil industry is included in Figure 2. The wastes have been highlighted with a red square. The different uses found for these types of biomasses, as well as the percentage dedicated to each one, are summarised in Table 2 and Table 3 (Callejo López et al., 2015).

¹ Waste from both the olive mill after olive oil extraction and the extractor after orujo oil production.

² The olive pomace (also known as "orujillo") residue is generated as waste in the extractor after the production of orujo oil. It must be distinguished from the olive pomace generated in the mill, which is used to produce orujo oil.

³ Residues generated after cleaning the olives just before processing.

Table 1. Properties of residues from the olive industry (Vera et al., 2014).

By-product	Olive tree-pruning	Olive pits	Pomace	Leaves and branches
Location	Olive grove	Olive mill	Olive mill	Olive mill
Production rate	2.5–3.0 t/ha	90–100 kg/t of olives	600–650 kg/t of olives	80–100 kg/t of olives
Ash content (% ar ^a)	3–5	0.5–2	2–5	8–10
Moisture (% ar ^a)	15–20	25–35	60–70	5–10
LHV (MJ kg ⁻¹)	16–18	17–19	16–18	10–13
Requirements	Cutting transport	Drying	Drying	None
Selling price (€ kg ⁻¹)	Free	0.15–0.20 (dry)	–	Free
Current application	Pellets	House boilers	Power plants (combustion)	Animal feed

^a As received, the material in its original form (including ash and moisture).

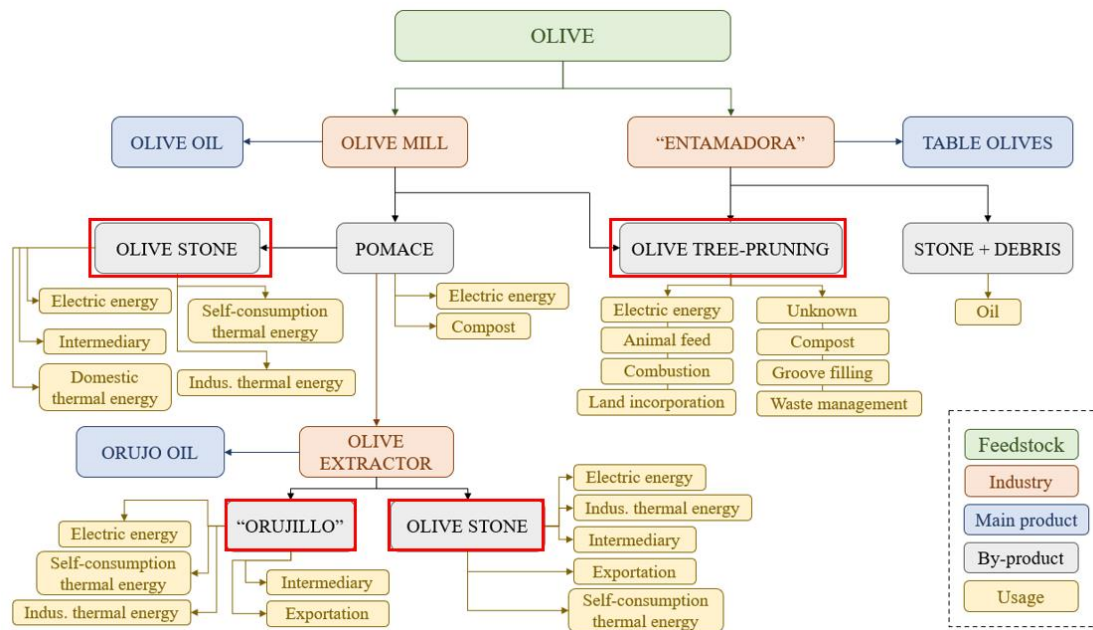


Figure 2. Olive oil industry.

Table 2. Uses of olive mill by-products (Callejo López et al., 2015).

OLIVE MILL	Olive tree-pruning (%)	Olive stone (%)
Direct incorporation in the soil	40.5	-
Power generation / Cogeneration	33.5	41.0
Animal feed	20.8	-
Waste management	2.90	-
Groove filling	0.600	-
Combustion	0.400	-
Unknown	1.30	-
Self-consumption thermal energy	-	18.9
Industrial thermal energy	-	11.2
Domestic thermal energy	-	4.30
Intermediary	-	24.6

Table 3. Uses of oil extractor by-products (Callejo López et al., 2015).

OLIVE EXTRACTOR	Olive stone (%)	“Orujillo” (%)
Power generation / Cogeneration	60.5	61.3
Industrial thermal energy	6.90	28.9
Export	13.8	3.70
Intermediary	18.8	6.10

Since a large part of the waste generated in the olive industry is used for energy purposes, in this work we have considered as available the quantities that refer to uses that do not compete with another sector. In the case of olive mill, those that are managed as waste (from which an economic benefit could even be obtained from their administration), burnt, handled through intermediaries, or those whose application is unknown. In the case of the olive extractors, it has been considered that the quantities of waste that are currently exported or managed by intermediaries could be used for hydrogen production.

3. Results

Once the actual available quantities of waste generated that can be used for hydrogen production have been determined, the energy potential for each of the wastes studies was represented in the area of the study with the aid of a Geographical Information System (GIS) software (ArcGIS Pro). From this representation, it can be seen where the highest energy potential is located with a view to transporting the most suitable raw materials to the chemical poles in the region. These are the chemical clusters of Huelva and Algeciras (Cadiz providence), located around *La Rábida* and *San Roque* refineries. Both clusters have been highlighted on the map with the symbol and name of the corresponding refineries. Figure 3 shows the three maps obtained for each of the wastes considered, as well as a diagram of the industrial process of the olive, to see more clearly at what point each of the wastes is obtained.

From Figure 3, it is noted that the energy density of the wastes considered is greater in the case of olive tree-pruning and in the surroundings of the Huelva chemical pole, and therefore, a priori, it would be more convenient to install the hydrogen production plant in this cluster. Furthermore, the amount of hydrogen, in tonnes, that could be obtained from the different wastes has been estimated, using the yields obtained in the literature for gasification and pyrolysis, as these are the most widely used technologies.

The total amount of hydrogen that could be obtained (using gasification) for olive tree-pruning (García Martín et al., 2020) and olive pomace (Sert et al., 2018), and pyrolysis for olive stone (Álvarez-Murillo et al., 2015) would be almost 4 400 tonnes. Since olive crops are seasonal, this study has also considered the monthly hydrogen production that would be according to the monthly amount of waste that would be generated. By this way, it is possible to know in which months of the year the greatest amount of energy is produced, which facilitates the coupling of biomass energy production with other types of generation involving, e.g., solar or wind energy. To calculate seasonality, oil production seasons from 2018 to 2021 have been considered. In this way, an average of the oil produced in each month was calculated, from which the amount of waste generated in that month was obtained. The results achieved for the monthly tonnes of hydrogen that can be produced are shown in Figure 4, which also indicates the total quantities of each residue by province and the hydrogen yields per quantity of biomass according to the information available.

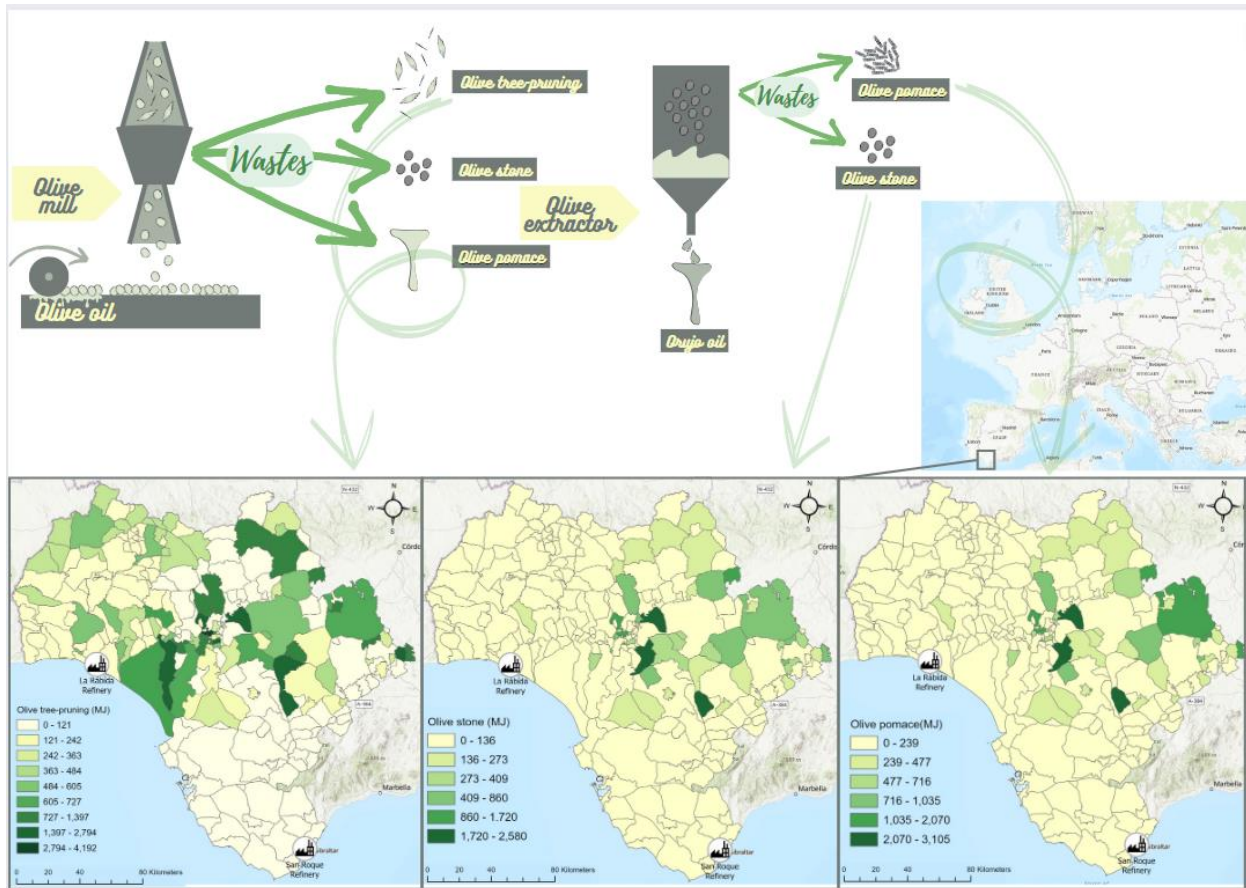


Figure 3. Potential energy resources from olive oil industry residues in western Andalusia.

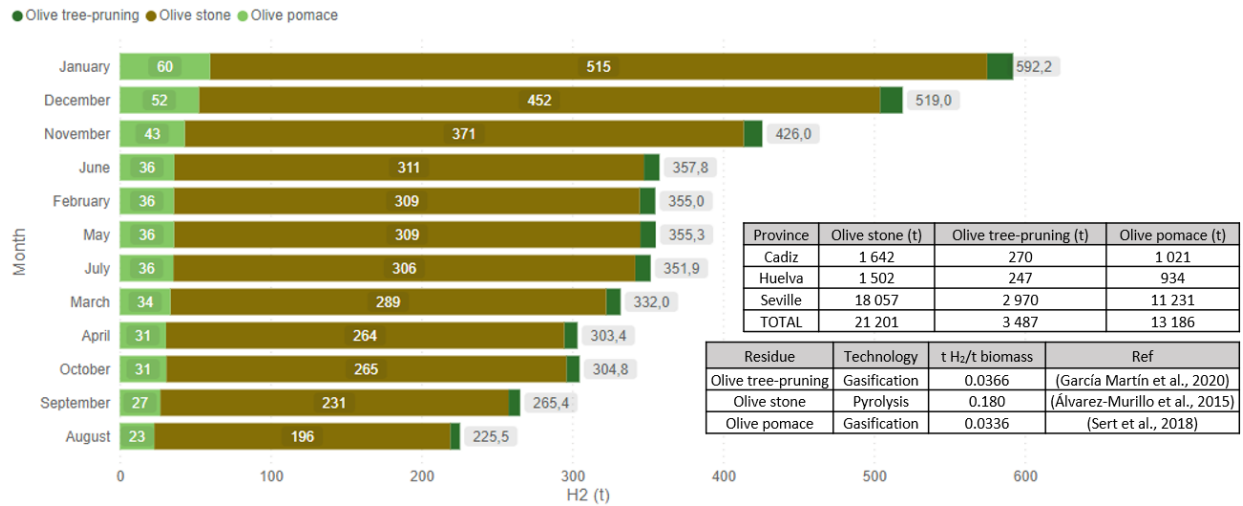


Figure 4. Potential hydrogen production using residues from olive oil industry in western Andalusia.

According to Figure 5, the months in which most hydrogen can be produced are January, December, and November. These are precisely the months with the least normal direct solar irradiation⁴, so the

⁴ Values consulted from the Photovoltaic GIS tool (create by the Joint Research Centre of the European Commission) for the La Rábida and San Roque refineries.

implementation of hydrogen production technologies from this type of biomass could guarantee the production of clean energy in the months when it is more difficult to apply other sources of renewable energy (i.e., solar energy). Another important point in Figure 5 is that, despite olive tree pruning being the residue with the highest energy density in the area, the highest amount of hydrogen is obtained from olive stones. Thus, it would be advisable to carry out a more in-depth study to assess whether it would be more convenient to use olive tree-pruning for hydrogen production.

4. Discussion

From the results obtained, an important and real potential to produce green hydrogen from existing waste biomass is observed in the area proposed for the study. Specifically, it has been obtained that, from the three agricultural residues studied, almost 4 400 tonnes of hydrogen could be obtained, to which could be added the hydrogen produced by the rest of the wastes that have not been considered due to a lack of knowledge of their current use. Furthermore, it has been verified that, by representing the available quantity of each waste using GIS software, a map is obtained that is quite similar to that of the energy density. This information suggests that the most interesting location for the implementation of the green hydrogen production plant would be close to one of the chemical clusters proposed (i.e., the Huelva chemical cluster).

Another key point of the study is the analysis of the seasonality of biomass waste. From this analysis, it has been possible to verify that the seasonality of the residue studied fits quite well with the availability of solar energy, as the months of greatest production of olive biomass residue coincide with the months of lowest direct normal irradiance.

5. Conclusions and Future Work

As a result, the study shows that it is possible to verify and evaluate the energy potential of western Andalusia in terms of biomass using public information. In addition, a methodology has been proposed such that, having data on the use of other types of waste available in the region, their contributions in terms of green hydrogen generation could be included.

Additionally, the study conducted has served as a basis for a broader analysis of the possible potential for hydrogen generation in the study region, as well as for comparison with the possible demand for this vector that can be found in the chemical clusters located in the area of the study.

It is also proposed to continue with the development of this study to consider the possible routes for transporting the residues from the olive industry to the Huelva chemical cluster. In this way, the economic costs and associated CO₂ eq. emissions that would be generated by the proposed value chain could be also considered.

References

Agencia Andaluza de la Energía, 2020. La bioenergía en Andalucía.

Agencia Andaluza de la Energía, 2012. GEA Biomasa - Mapa de Potencial de Biomasa en Andalucía [WWW Document]. URL <https://www.agenciaandaluzadelaenergia.es/biomasa/biomasa/init.do?prefix=/biomasa&name=potencial> (accessed 3.20.23).

Akubo, K., Nahil, M.A., Williams, P.T., 2019. Pyrolysis-catalytic steam reforming of agricultural biomass wastes and biomass components for production of hydrogen/syngas. *Journal of the Energy Institute* 92, 1987–1996. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2018.10.013>

- Álvarez-Murillo, A., Ledesma, B., Román, S., Sabio, E., Gañán, J., 2015. Biomass pyrolysis toward hydrocarbonization. Influence on subsequent steam gasification processes. *J Anal Appl Pyrolysis* 113, 380–389. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.02.030>
- Callejo López, J.A., Parra Heras, T., Manrique Gordillo, T., 2015. Evaluación de la producción y usos de los subproductos de las agroindustrias del olivar en Andalucía.
- de la Fuente Rodríguez, J.I., 2023. El hidrógeno verde, la nueva burbuja. *El Periódico de la Energía*.
- Dopson, C.P., Mustafa, M.M., Alterkawi, M.M., Kotbi, M.G., Althabt, A., Barron, A., Dunnill, C.W., 2022. Realizing a Hydrogen Powered City: An Infrastructural Model. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/SSRN.4111828>
- García Martín, J.F., Cuevas, M., Feng, C.H., Mateos, P.Á., García, M.T., Sánchez, S., 2020. Energetic valorisation of olive biomass: Olive-tree pruning, olive stones and pomaces. *Processes*. <https://doi.org/10.3390/PR8050511>
- Hu, Q., Shen, Y., Chew, J.W., Ge, T., Wang, C.H., 2020. Chemical looping gasification of biomass with Fe₂O₃/CaO as the oxygen carrier for hydrogen-enriched syngas production. *Chemical Engineering Journal* 379. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122346>
- Junta de Andalucía, 2022. Estrategia Energética de Andalucía 2030.
- Keogh, N., Corr, D., Monaghan, R.F.D., 2022. Biogenic renewable gas injection into natural gas grids: A review of technical and economic modelling studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 168, 112818. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.112818>
- Kim, S.H., Kumar, G., Chen, W.H., Khanal, S.K., 2021. Renewable hydrogen production from biomass and wastes (ReBioH₂-2020). *Bioresour Technol*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125024>
- Middelhoff, E., Madden, B., Li, M., Ximenes, F., Lenzen, M., Florin, N., 2022. Bioenergy siting for low-carbon electricity supply in Australia. *Biomass Bioenergy* 163. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106496>
- Rosa, L., Mazzotti, M., 2022. Potential for hydrogen production from sustainable biomass with carbon capture and storage. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 157. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.112123>
- Sert, M., Selvi Gökkaya, D., Cengiz, N., Ballice, L., Yüksel, M., Sağlam, M., 2018. Hydrogen production from olive-pomace by catalytic hydrothermal gasification. *J Taiwan Inst Chem Eng* 83, 90–98. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.11.026>
- Takach, M., Sarajlić, M., Peters, D., Kroener, M., Schuldt, F., Von Maydell, K., 2022. Review of Hydrogen Production Techniques from Water Using Renewable Energy Sources and Its Storage in Salt Caverns. *Energies (Basel)*. <https://doi.org/10.3390/en15041415>
- Vera, D., Jurado, F., Margaritis, N.K., Grammelis, P., 2014. Experimental and economic study of a gasification plant fuelled with olive industry wastes. *Energy for Sustainable Development* 23, 247–257. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2014.09.011>
- Wang, M., Wang, G., Sun, Z., Zhang, Y., Xu, D., 2019. Review of renewable energy-based hydrogen production processes for sustainable energy innovation. *Global Energy Interconnection* 2, 436–443. <https://doi.org/10.1016/J.GLOEI.2019.11.019>

ANÁLISIS DE LOS RECHAZOS PRODUCIDOS EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO

Muzaber, Víctor Gamal¹; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Colomer Mendoza, Francisco¹;
Carlos Alberola, Mar¹; Albarrán Vargas-Zúñiga, Fernando²

¹INGRES Ingeniería de Residuos, Universitat Jaume I, Av. Sos Baynat s/n, 12071 Castellón, España,

²RECIPLASA, Recicladados la Plana SA

Resumen

Las plantas de tratamiento mecánico y biológico (PTMB) son las instalaciones de tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU) con mayor presencia en Europa. Su función es recuperar los diferentes materiales reciclables presentes en los RSU y separarlos de la fracción biodegradable que es destinada a compostaje. El rechazo de una PTMB está compuesto por materiales que no fue posible recuperar y por materiales no reciclables. En España, su principal destino es el vertedero. Para evitarlo surge como alternativa la valorización energética de los rechazos, convirtiéndolos en combustible sólido recuperado (CSR).

El objetivo de este trabajo ha sido estudiar la composición física y química de las diferentes corrientes de rechazo del tratamiento biológico de una PTMB ubicada en la provincia de Castellón (España). Para ello se han realizado dos campañas de muestreo, primavera-verano y otoño-invierno, y se han determinado sus posibles variaciones estacionales. De entre las propiedades analizadas, cabe destacar la fracción combustible y su contenido en biorresiduo, puesto que este se considera renovable, es decir, con cero emisiones computables de CO₂. El elevado contenido en biorresiduos del rechazo le da un mayor valor añadido a la hora de ser transformado en CSR.

Palabras clave: rechazos; residuo sólido urbano; compostaje; combustible sólido recuperado.

1. Introducción

Las plantas de tratamiento mecánico y biológico (PTMB) son instalaciones donde se aplican dos procesos de forma diferenciada: uno mecánico para separar y clasificar materiales con valor comercial contenidos en los RSU; y otro biológico aplicado a la fracción orgánica para estabilizarla y así obtener material bioestabilizado. No obstante, en las PTMB existen varias etapas y cada una de ellas genera un tipo diferente de rechazo. Sus características dependen en primer lugar, de la disposición y el diseño de la planta, en segundo lugar, de la composición de los RSU que ingresan, y en tercer lugar, si existe recogida selectiva (Edo-Alcón et al., 2016). Estos rechazos se envían a vertederos donde su fracción orgánica es degradada anaeróbicamente, produciéndose emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente metano (Kumar y Sharma, 2014).

La Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo, relativa al fomento del uso de la energía procedente de fuentes renovables, define como biomasa *“la fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias (incluidas sustancias de origen vegetal y animal), de la silvicultura y de las industrias conexas, incluidas la pesca y la acuicultura, así como la fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales”*. En función de esta normativa se considera que el contenido de carbono biogénico presente en el residuos no computa emisiones de CO₂. Por lo tanto, se presenta la valorización energética de los rechazos como sustituta de los combustibles

de origen fósil, donde su fracción de biomasa deberá ser considerada como fuente de energía renovable. Una forma de valorización es utilizar los rechazos de la PTMB como materia prima para la producción de combustible sólido recuperado (CSR) donde las principales operaciones consisten en separar la fracción no combustible que éstos presentan (Gallardo et al., 2014; Muzaber et al. 2022).

A nivel europeo existe la norma UNE-EN ISO 21640:2021 para la clasificación de CSR, donde el parámetro principal que determina su calidad es el poder calorífico inferior (PCI), el cual se considera un indicador económico, mientras que para un análisis técnico se requiere conocer el mercurio (Hg) y los cloruros (Cl). Además de los parámetros de calidad que exige la norma, se deben considerar los estándares de calidad que exigen diferentes países para los CSR. De esta manera es necesario conocer otras características físico-químicas de importancia como la humedad, el contenido de cenizas y azufre, entre otros. Gallardo et al. (2014) en su trabajo de investigación analizaron los estándares de calidad en diferentes países, y expusieron que la humedad debe ser menor al 25% como estándar general en Italia, 1% para uso en cementeras en España y 10% en Suiza.

El objetivo de este trabajo ha sido caracterizar los rechazos generados en la etapa biológica de la PTMB de la empresa colaboradora RECIPLASA, con el fin de determinar la fracción combustible susceptible de convertirse en un CSR y el porcentaje de biomasa presente en dicha fracción, teniendo en cuenta que el uso de CSR con alto contenido de carbono biogénico reduce el cómputo de emisiones netas de CO₂ y las emisiones de otros tipos de contaminantes por su bajo contenido en nitrógeno y azufre (Gallardo et al., 2014). Para esto se han realizado dos campañas de muestreo, primavera-verano y otoño-invierno, y mediante análisis estadístico, se ha determinado si sus variaciones estacionales son significativas.

2. Metodología

A continuación, se detalla el procedimiento con el que se han llevado a cabo las tareas necesarias para la realización del trabajo:

A.- Definición de los estándares de calidad del CSR: se ha utilizado la norma UNE-EN ISO 21640:2021: “Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases” para definir los parámetros de calidad que darán al CSR un valor en el mercado.

B.- Análisis del proceso de tratamiento de la PTMB e identificación de las diferentes corrientes de la etapa biológica susceptibles de ser transformadas en CSR.

C.- Producción del CSR y determinación de sus propiedades: una vez identificadas las corrientes a analizar, se realiza la etapa de muestreo siguiendo el procedimiento desarrollado por Edo-Alcón (2019). Se tomaron 10 muestras de cada corriente del proceso biológico a lo largo de dos meses durante mayo y junio, para el periodo primavera-verano (PV), y en septiembre y octubre para el de otoño-invierno (OI), ambos durante el año 2021. Las muestras se llevaron al laboratorio de Residuos Sólidos Urbanos de la Universitat Jaume I para una caracterización física y determinar sus propiedades fisicoquímicas según los procedimientos establecidos en las normas UNE EN sobre CSR. Cada muestra se dividió en fracción combustible y no combustible. La fracción combustible se secó, trituró y homogeneizó (se convirtió en un CSR). Los parámetros analizados han sido: el poder calorífico inferior (PCI), cloro, mercurio, cenizas, humedad y azufre.

D.- Resultados de la caracterización física y su análisis estadístico: se realizará un estudio de inferencia estadística para los parámetros físicos de humedad, FC y BFC a partir de los datos obtenidos en los diferentes periodos estacionales.

E.- Resultados y conclusiones: se presentará la interpretación de los valores obtenidos de la caracterización química de los parámetros de interés, agrupando las muestras según indiquen las definiciones otorgadas por el análisis estadístico.

3. Resultados y discusión

3.1 Definición de los estándares de calidad

A continuación, se detalla el procedimiento con el que se han llevado a cabo las tareas necesarias para la realización del trabajo:

La norma UNE-EN ISO 21640:2021 establece un sistema de clasificación de la calidad de los CSR basado en valores límites de los siguientes parámetros: el poder calorífico inferior (PCI) y el contenido en cloro y mercurio. En la Tabla 1 se observa la clasificación de los CSR en función de los parámetros de calidad, aquel que tenga clase 1 en los tres parámetros será el de mayor calidad.

Tabla 1. Estándares de calidad del CSR en Europa (UNE-EN ISO 21640:2021)

Parámetro de clasificación	Medida estadística	Unidad	Clases				
			1	2	3	4	5
PCI	Media	MJ/kg (ar)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cl-	Media	% (d)	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
Hg	Mediana	mg/MJ (ar)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	Percentil 80	mg/MJ (ar)	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00
En el caso del Hg, el mayor de los dos valores estadísticos es el que determina el número de clase ar: según se recibe; d: en base seca							

El mercurio volatiliza a muy baja temperatura y escapa por la corriente gaseosa en un tratamiento térmico si no dispone de sistema de depuración de gases adecuado. La presencia de cloro en los procesos de combustión de compuestos orgánicos da lugar a la producción de una serie de productos secundarios cancerígenos como son las dioxinas, furanos y hexaclorobenceno (Fernández Bremauntz et al., 2005). Por otro lado, el Cl también es un parámetro de evaluación técnica del CSR, ya que produce un impacto en las instalaciones de combustión, teniendo en cuenta que los compuestos halogenados generan corrosión en las calderas.

En este trabajo se determinan como parámetros de calidad el PCI, cloruros y mercurio. Como indicadores secundarios que influyen en la decisión de compra de un CSR, se han determinado los valores de humedad, cenizas, azufre y porcentaje de biomasa, con el fin de evaluar el comportamiento en las instalaciones de combustión y que sea aceptado como sustituto de los combustibles fósiles, cumpliendo los estándares de calidad exigidos.

3.2 Análisis del proceso productivo de la PTMB.

La planta recibe la fracción resto (residuos mezclados) de 46 municipios de la zona centro de la provincia de Castellón (Figura 1). El proceso inicia con el pretratamiento donde se quitan los voluminosos y mediante un trómel de 80 mm de diámetro se separan los materiales reciclables (fracción gruesa) del biorresiduo (fracción fina). La primera se dirige a la etapa mecánica y la segunda a la etapa biológica donde el biorresiduo (BR) ingresa al túnel de fermentación aerobia. Una vez transcurrido el tiempo necesario para este proceso biológico, se extrae el producto y se hace pasar por un trómel de 30 mm, dando un rechazo (RTF) compuesto por elementos con diámetros de entre 30 y 80 mm, mientras que la fracción fermentada (BIO-1) es dirigida hacia las pilas de maduración, donde al cabo de dos semanas se obtiene un bioestabilizado (BIO-2). Ese material es llevado, en primer lugar, a un trómel de afino del que se extrae un rechazo con un diámetro de entre 10 y 30 mm y, en segundo lugar, a una mesa densimétrica donde se elimina material pesado (inertes, vidrio, huesos, metales, etc.) menor a 10 mm, para obtener finalmente el bioestabilizado afinado que se considera un compost de baja calidad. Las dos corrientes de rechazo del bioestabilizado se juntan en una (RPA).

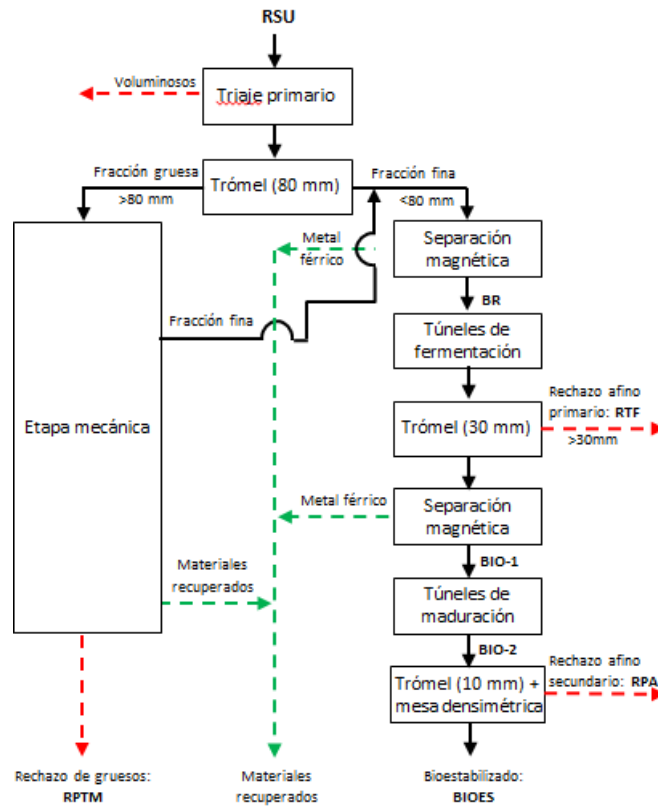


Figura 1. Diagrama de proceso de la PTMB estudiada

3.3 Composición física de la muestra

Para el estudio se han elegido el rechazo del trómel de fermentación (RTF) y el rechazo del afino secundario (RPA). A estos se les realizó una caracterización física para determinar la fracción combustible (FC), compuesta por materia orgánica biodegradable, papel/cartón, plásticos, textil, madera y brik; mientras que la fracción no combustible se compone de metales, vidrio, residuos peligrosos e inertes.

Al analizar la FC es importante conocer su porcentaje de biomasa, dado que en esa proporción se centra la reducción del cómputo de emisiones. Se considera que la biomasa de la fracción combustible (BFC) está compuesta por restos de comida y jardinería, papel/cartón y madera. El resto de la FC son plásticos, textil, brik y otros, los cuales sí computan sus emisiones al no considerarse materiales biogénicos.

En la tabla 2 se presentan los valores para cada periodo estacional, correspondientes a la humedad, los porcentajes de la FC de los rechazos analizados y los porcentajes de la biomasa en cada una de las fracciones combustibles (BFC). Se observa que tanto RTF como RPA presentan valores mayores de humedad en el período primavera/verano. La interpretación de los valores se completará en el próximo apartado, una vez realizado el análisis estadístico correspondiente.

Tabla 2. Caracterización física: humedad, FC y BFC.

Línea	Primavera/Verano						Otoño/Invierno					
	Humedad (%)		FC (%) smh		BFC (%) smh		Humedad (%)		FC (%) smh		BFC (%) smh	
	m	s	m	s	m	s	m	s	M	s	m	s
RTF	42,75	3,91	76,06	11,81	56,35	10,70	37,58	5,45	78,26	7,43	64,92	8,15
RPA	27,33	1,24	76,02	6,66	96,53	1,31	23,22	4,72	76,11	7,78	93,34	1,92

smh: sobre materia húmedo; m: media; s: desviación típica

3.4. Análisis estadísticos de los parámetros físicos

Para determinar si existen diferencias significativas entre las muestras correspondientes a los distintos periodos estacionales, es necesario realizar un análisis de estadística descriptiva sobre las variables cuantitativas que se han obtenido para la humedad, la FC y la BFC. Como método analítico se aplica el contraste de hipótesis para dos grupos de muestras, el cual es posible realizar mediante pruebas paramétricas, si los datos siguen una distribución normal, o no paramétricas cuando eso no ocurre. Cabe destacar que las comparaciones de medias y varianzas son dos tipos de prueba de significación muy utilizados en el análisis de datos experimentales en el ámbito de los RSU. Esto permite conocer si las diferencias entre dos o más grupos de muestras son reales, y por lo tanto, pertenecen a poblaciones distintas. Los análisis estadísticos a realizar en este trabajo dependerán del respectivo número de muestras (n) que se tenga, para el caso de la FC y la BFC donde $n \geq 10$ se supone que son datos normales, para corroborar esto se aplicará el test de Shapiro-Wilk, si este resulta afirmativo se comprueba la homogeneidad de las varianzas mediante el test F de Snedecor. Una vez comprobada la normalidad y la homogeneidad de los dos grupos de muestras para el parámetro analizado, es posible aplicar el test t de Student que definirá si existe evidencia suficiente para asegurar igualdad de medias entre los dos grupos de muestras, es decir que pertenecen a la misma población. En caso de que al aplicar el test Shapiro-Wilk resulte que alguno de los dos grupos de muestras no presente normalidad, se realiza una transformación de los datos mediante la función arcoseno y se repite el test, si da negativo nuevamente se considera que el grupo de muestras es no paramétrico, por lo tanto se realiza el test de Wilcoxon, mientras que si los datos transformados presentan normalidad se retoma el proceso antes explicado, aplicando test F y test de Student. En el caso de la humedad al ser $n=6$, se considera no paramétrico y se aplica Wilcoxon.

Por otro lado, a la hora de rechazar o aceptar la hipótesis, en los test estadísticos para el contraste de hipótesis se suele utilizar el valor crítico o p-valor (α). Este se define como el nivel de significancia mínimo a partir del cual se puede rechazar una hipótesis, es decir, el valor límite para que un contraste sea significativo).

En este trabajo el análisis estadístico se llevó a cabo mediante el software IBM® SPSS® aplicando los test correspondientes a los parámetros físicos de humedad, FC y BFC para determinar si existían diferencias significativas entre sus respectivas muestras correspondientes al periodo primavera/verano y las del periodo otoño/invierno (Tabla 3).

Tras la aplicación de los test estadísticos donde se consideró un nivel de confianza del 95% ($\alpha=0,05$), en la tabla 3 se presentan los respectivos p-valor (α) obtenidos del análisis estadístico. Cuando el p-valor resulte menor a 0,05 se considera que existen diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos de muestras analizados. Como resultado, es posible afirmar que los parámetros físicos de humedad, FC y BFC correspondientes al rechazo RTF pertenecen a la misma población ($p\text{-valor} > 0,05$), es decir no existen cambios significativos de humedad, FC y BFC entre los dos periodos estacionales considerados. Por tanto, se pueden agrupar todos los datos obtenidos y calcular las medias anuales. Para el caso del rechazo RPA, se determina estadísticamente que no existen cambios significativos en los parámetros de humedad y FC ($p\text{-valor} > 0,05$), mientras que para la BFC se considera que los dos grupos de muestras, correspondientes a los periodos primavera/verano y otoño invierno, presentan diferencias significativas ($p\text{-valor} < 0,05$), esto indica que existe evidencia suficiente para afirmar que las muestras correspondientes de BFC para RPA pertenecen a poblaciones diferentes. A partir de esto se establece que la humedad y FC se pueden calcular las respectivas medias de forma anual, mientras que para la BFC se debe diferenciar los cálculos para los dos periodos estacionales.

En la tabla 4 se recalculan los valores de los parámetros físicos de los rechazos en función de los análisis estadísticos realizados. Al analizar la FC, se observa que dicha fracción supera el 76% en ambos casos, mientras que al estudiar los valores para la BFC, el rechazo RTF generado en el proceso biológico posee una proporción cercana al 60%, esto podría deberse a que en O-I aparece más material leñoso de gran longitud, que es separado en el trómel. En tanto, el rechazo RPA presenta la materia orgánica con un

tamaño superior a 10 mm que es separada en el trómel, y está compuesta principalmente por trozos de madera y huesos animales y vegetales. En la tabla 4 dicho rechazo supera el 93% de contenido en BFC en periodo O-I, y el 96,5% en el de primavera/verano (P-V).

Tabla 3. Análisis estadístico de los parámetros físicos de humedad, FC y BFC.

Test estadístico	Test de Shapiro-Wilk		Test F de Levene	Test t de Student	Test de Kruskal-Wilcoxo
Tipo de prueba	Normalidad	Transformación de arcoseno	Comparación de varianzas	Comparación de medias	Comparación de medianas
	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor	p-valor
RTF-FC (PV)	0,577	-	-	-	0,393
RTF-FC (OI)	0,005	0,009	-	-	-
RTF-BFC (PV)	0,450	-	0,054	0,249	-
RTF-BFC (OI)	0,039	0,055	-	-	-
RTF-Humedad (PV)	-	-	-	-	0,093
RTF-Humedad (OI)	-	-	-	-	-
RPA-FC (PV)	0,054	-	0,393	0,491	-
RPA-FC (OI)	0,946	-	-	-	-
RPA-BFC (PV)	0,491	-	0,426	<0,001	-
RPA-BFC (OI)	0,189	-	-	-	-
RPA-Humedad (PV)	-	-	-	-	0,132
RPA-Humedad (OI)	-	-	-	-	-

Tabla 4. Caracterización física según análisis estadístico.

Líneas	Anual						P-V		O-I	
	Humedad (%) smh		FC (%) smh		BFC (%) smh		BFC (%) smh		BFC (%) smh	
	m	s	m	s	m	s	m	s	m	s
RTF	40,17	5,27	77,16	9,67	60,63	10,25	-	-	-	-
RPA	25,27	3,93	76,06	7,06	-	-	96,53	1,31	93,34	1,92

smh: sobre materia húmedo; m: media; s: desviación típica

Para finalizar la caracterización física, se analizó la humedad total de las corrientes consideradas. Este dato es de suma importancia ya que el CSR obtenido debe cumplir con los valores máximos tolerables exigidos por el comprador. Un CSR con alto contenido de humedad representa un mayor consumo de energía para su preparación. De la tabla 4 es posible establecer que el rechazo RPA, ha reducido significativamente su humedad a un 25%, aproximadamente. El otro rechazo RTF alcanza hasta un 40% de humedad. El hecho de no encontrarse diferencias significativas en los valores de humedad correspondientes a los periodos P-V y O-I, es debido a que los rechazos RTF y RPA se generan a partir de un proceso de compostaje llevado a cabo por un reactor donde las variables operacionales, tales como temperatura, aireación y humedad, son controladas a lo largo del año.

3.5 Composición química de la muestra

Para realizar los análisis químicos de los rechazos generados en el proceso biológico de la PTMB, la fracción combustible correspondiente a cada una de ellas fue secada completamente, triturada a 6 mm, y posteriormente reducida a menos de 1 mm mediante molino de cuchillas.

En función del resultado de los análisis estadísticos realizados sobre la caracterización física, los parámetros físicos se han calculado anualmente para el rechazo RTF y para el RTA se han considerado

los dos períodos, puesto que la fracción BFC tiene diferencias significativas entre P-V y O-I. Se considera que la composición de BFC influye sobre los parámetros químicos, principalmente en el PCI y cenizas.

Comenzando por el contenido de cenizas (Tabla 5), si se tiene en cuenta los datos de la Tabla 2 es posible relacionar los valores de cenizas con el contenido de BFC en los dos rechazos analizados, resultando que cuanto mayor es el porcentaje en BFC mayor el de cenizas. Si se considera como límite máximo el 10% en cenizas, tal y como exigen las cementeras españolas (Gallardo et al., 2014), el CSR elaborado a partir del rechazo RTF se aproxima bastante a este valor. Teniendo en cuenta el elevado porcentaje de BFC en el rechazo RPA, el CSR obtenido tendría una elevada producción de cenizas en la combustión. Cabe destacar que existen estudios que proponen la reutilización de las cenizas provenientes de biomasa como fertilizante, como agregado en la construcción o para mejora de la calidad de los suelos (Zhai et al., 2021)

Respecto al PCI, si se parte del hecho de que un aumento en el contenido de cenizas por la combustión del CSR afecta a su PCI (Sekino y Jiang, 2021), al analizar los datos obtenidos de PCI se cumple esta afirmación. Por lo tanto, RTF presenta menor contenido de cenizas, y a su vez un mayor PCI. Los datos presentados en la Tabla 5 son de muestras completamente secas.

Al analizar los valores de Cl de la Tabla 5, todos los rechazos poseen un porcentaje similar en su contenido. Respecto al mercurio, todas las muestras presentan valores muy bajos, lo que es un aspecto positivo desde el punto de vista ambiental. El valor del mercurio se expresa también en mg/MJ para poder comparar con el estándar de calidad de la norma UNE-EN ISO 21640:2021. Finalmente, el azufre tiene un valor muy bajo en todos los rechazos analizados.

Tabla 5. Resultados de los parámetros de calidad de los CSR a partir de los rechazos RTF y RPA.

Corrientes	Periodo	Cenizas (%)		PCI (MJ/kg)		Cl- (%)		Hg (mg/kg)		Hg (mg/MJ)	Azufre (%)	
		m	s	m	s	m	s	m	s	mediana	m	s
RTF	Anual	10,40	3,58	24,38	1,85	1,14	0,99	0,09	0,04	0,004	0,13	0,05
RPA	P-V	24,92	6,80	14,04	1,15	0,91	0,31	0,22	0,05	0,002	0,26	0,13
RPA	O-I	23,57	4,37	15,61	0,85	1,12	0,17	0,28	0,19	0,014	0,22	0,11

m: media; s: desviación típica

Con estos cálculos y los parámetros ya determinados se procede a clasificar los CSR en la tabla 6, siguiendo la norma UNE-EN ISO 21640:2021. Se observa que el RTF presenta una mejor calificación para el PCI que el otro rechazo, esto se debe a un mayor contenido de plásticos en su FC, como se indica en la tabla 2. En cuanto al RPA, la diferencia del valor de PCI es muy pequeña entre ambos periodos, sin embargo, al estar rondando los 15 MJ/kg aparece una clasificación que da mejor resultado al periodo O-I. En el caso de Cl, el RPA correspondiente al periodo P-V, mejora respecto al periodo O-I, y también al obtenido para RTF. En este caso ocurre algo similar que con el PCI, dado que se observa que los tres valores correspondientes de la tabla 5 son cercanos al 1% que fija la norma como valor límite para el nivel 3 y 4. En cuanto al mercurio, todas las líneas presentan la mejor calificación.

Tabla 6. Clasificación de los CSR

Líneas	Anual			P-V			O-I		
	PCI (MJ/kg)	Cl (%)	Hg (mg/MJ)	PCI (MJ/kg)	Cl (%)	Hg (mg/MJ)	PCI (MJ/kg)	Cl (%)	Hg (mg/MJ)
	sms	smh	sms	sms	smh	sms	sms	smh	sms
RTF	2	4	1	-	-	-	-	-	-
RPA	-	-	-	4	3	1	3	4	1

sms: sobre materia seco; smh: sobre materia húmedo.

Conclusiones

En este trabajo se ha cumplido con los objetivos propuesto inicialmente, de caracterizar las dos corrientes de rechazos procedentes del proceso biológico de la PTMB de Onda y luego determinar estadísticamente si existen cambios significativos en su composición que pudiera repercutir en su caracterización química. Desde un punto de vista más específico se pueden resaltar las siguientes conclusiones:

- Se ha determinado el porcentaje de FC y FNC y se ha comprobado que la FC supera el 76% en las dos corrientes de rechazos analizadas. La variabilidad que presenta respecto a los periodos estacionales no es significativa.
- Se ha determinado el porcentaje de BFC de los rechazos del proceso biológico de la PTMB, observándose que RPA supera el 93%, mientras que RTF ronda el 60%.
- Respecto a la humedad de las corrientes, se destaca el beneficio de reducirla durante el proceso de maduración. No obstante, todavía es demasiado elevada para algunos estándares de calidad, por lo que será necesario reducirla al producir CSR.
- Respecto al PCI, el RTF es mejor ya que tiene mayor porcentaje de material combustible no biogénico. El RPA, en cambio, tiene mayor porcentaje en carbono biogénico lo que le da mayor valor desde el punto de vista del cómputo de emisiones de gases de efecto invernadero.
- Los valores de cloro están cercanos al 1%, y en el caso del RPA, la variación estacional es mínima. Respecto a los valores de mercurio y azufre son bajos y varían poco estacionalmente.
- En cuanto a los valores de cenizas, el RPA presenta un porcentaje muy superior al 10% fijado como límite de referencia, y en el caso del RTF se considera que cumple al presentar un 10,40%.

Referencias

- Edo-Alcón, N., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.-J., 2016. Characterization of SRF from MBT plants: Influence of the input waste and of the processing technologies. *Fuel Processing Technology* 153, 19–27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2016.07.028>
- Edo-Alcón, N., 2019. Diseño de una metodología para el control de calidad de los rechazos producidos en las plantas de tratamiento mecánico-biológico de residuos sólidos urbanos. Tesis Doctoral. Universitat Jaume I (España).
- Fernández Bremauntz, A.; Yarto Ramírez, M.; Castro Díaz, J., 2005 “Las sustancias tóxicas persistentes”, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Gallardo, A., Carlos, M., Bovea, M.D., Colomer, F.-J., Albarrán, F., 2014. Analysis of refuse-derived fuel from the municipal solid waste reject fraction and its compliance with quality standards, *Journal of Cleaner Production*, Volume 83, pages 118-125, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.085>
- Kumar, A., Sharma, M.P., 2014. Estimation of GHG emission and energy recovery potential from MSW landfill sites. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 5, 50–61, <http://dx.doi.org/10.1016/j.seta.2013.11.004>
- Muzaber, V.G., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., Carlos, M., 2022. Diseño de una instalación industrial de CSR a partir de rechazos procedentes de una planta de tratamiento mecánico y biológico. <http://hdl.handle.net/10234/201999>
- Sekino, N., Jiang, Z., 2021. Fuel and material utilization of a waste shiitake (*Lentinula edodes*) mushroom bed derived from hardwood chips I: characteristics of calorific value in terms of elemental composition and ash content. *Journal of Wood Science* (2021) 67:1 <https://doi.org/10.1186/s10086-020-01935-7>
- Zhai, J., Burke, I.T., Stewart, D.I., 2021. Potential reuse options for biomass combustion ash as affected by the persistent organic pollutants (POPs) content. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100038>

SESIÓN S4-3

VERTEDEROS I



16 AÑOS DE SEGUIMIENTO DE UN ANTIGUO VERTEDERO

López Martínez, Ana^{1*}; Esteban García, Ana Lorena¹; Lobo García de Cortázar, Amaya¹

¹Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España

*lopezan@unican.es

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados de 16 años de seguimiento ambiental de un vertedero antiguo que ha sido expandido verticalmente de acuerdo con la normativa vigente. Durante este período se han caracterizado muestras periódicas del lixiviado generado en el vertedero y del gas contenido en el interior de la masa de residuos, y se ha ido registrando la temperatura en distintos puntos y niveles dentro del material vertido.

La concentración de los parámetros analizados en el lixiviado ha ido disminuyendo a lo largo del tiempo a medida que los residuos se han ido estabilizando y perdiendo humedad. Sin embargo, en los dos últimos años se ha apreciado un aumento considerable en las concentraciones de contaminantes, debido probablemente al efecto combinado de dos factores: por un lado, la reducción de la entrada de aguas subterráneas en el residuo y, por otro, la compactación sufrida por los materiales al verter una cantidad considerable de residuo nuevo sobre los mismos. La evolución de la composición del biogás generado presenta el mismo comportamiento que los lixiviados, con una disminución paulatina de la concentración de metano en casi todo el periodo estudiado y un aumento de su presencia en los dos últimos años. La temperatura registrada ha variado entre unos puntos y otros, influenciada en mayor o menor medida por las temperaturas del entorno según su situación en la masa de residuo.

Palabras clave: monitorización; lixiviado; biogás; temperatura; vertedero

1. Introducción

Debido a la falta de áreas disponibles para construir nuevos vertederos y a los problemas de rechazo social que su implantación puede causar, las expansiones verticales u horizontales de antiguos vertederos son actualmente una práctica común de acuerdo a la legislación vigente (MITECO, 2020).

Los vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU) constituyen fuentes potenciales de emisiones gaseosas y líquidas durante más de 30 años después de la finalización de los vertidos (López et al., 2018). Por lo tanto, el seguimiento ambiental de vertederos se debe extender durante largos períodos de tiempo después de las operaciones de vertido (Turner et al., 2017; Vaverková et al., 2018). Este seguimiento es especialmente importante en estos vertederos “expandidos”, donde, por un lado, además de los fenómenos convencionales (emisiones de lixiviados y de biogás), es importante reconocer los procesos de interacción entre los antiguos y los nuevos residuos (Lobo et al., 2011) y, por otro, es interesante distinguir posibles impactos entre las instalaciones antiguas y nuevas, con el objetivo de depurar responsabilidades y diseñar correctamente las medidas de corrección a aplicar.

En este artículo se analizan los principales resultados de seguimiento intensivo durante más de 15 años de un vertedero antiguo de RSU expandido verticalmente y su relación con la disposición de residuo depositado

en el nuevo vertedero en los últimos años. Se presenta información sobre la calidad del lixiviado y del biogás a lo largo de los años, así como la evolución de la temperatura dentro del vertedero.

2. Descripción del vertedero

El antiguo vertedero está situado sobre el lecho de un río localizado en terrenos kársticos, sin ningún tipo de impermeabilización. Se comenzó a explotar en la década de los 70 recibiendo distintos tipos RSU. La superficie aproximada es de 25.000 m² y el volumen de residuos depositados unos 140.000 m³.

Los trabajos de acondicionamiento del nuevo vertedero de acuerdo a la legislación incluyeron el sellado del antiguo vertedero y la colocación de nuevas láminas de impermeabilización (Consejo Europeo, 1999). El sellado de este antiguo vertedero tuvo lugar antes del comienzo del seguimiento ambiental del mismo y la entrada de residuos en el nuevo vertedero. La disposición del nuevo material encima del residuo antiguo empezó en el año 2018 aproximadamente.

La recolección del lixiviado generado en este vertedero se realiza a los pies del mismo, es conducido hasta una arqueta desde la que se bombea a una balsa de almacenamiento, desde allí se lleva a tratamiento conjunto en una EDAR cercana. El biogás producido en el vertedero es evacuado a través de diez pozos de ventilación situados en uno de los extremos del nuevo vertedero sin necesidad de extracción ya que el caudal evacuado es muy pequeño (ver Figura 1).

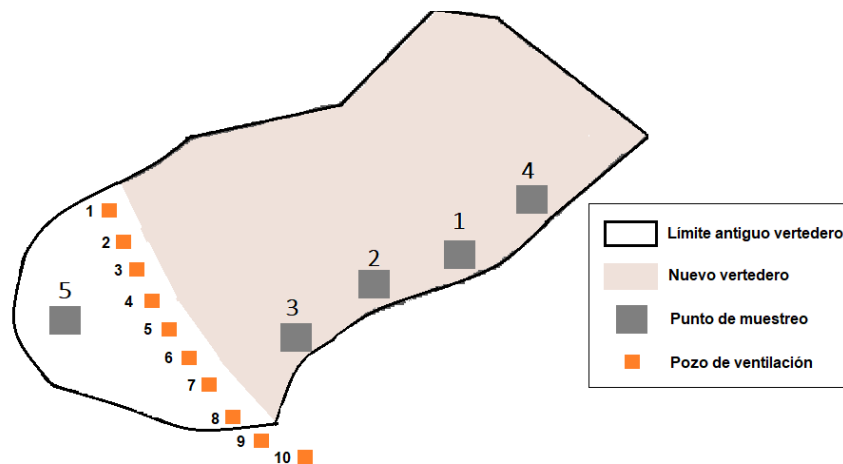


Figura 1. Esquema de la situación de los sondeos realizados en el vertedero

3. Metodología

El Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria lleva más de 16 años realizando el seguimiento ambiental de este vertedero en el que se incluye la caracterización del lixiviado y del gas generado además del control de la temperatura en varios puntos dentro del vertedero.

Antes de la impermeabilización del vertedero se realizaron 5 sondeos para colocar la instrumentación de seguimiento (ver Figura 1). En la zona más superficial de 3 de estos sondeos (puntos 1, 2 y 3) se instaló 1 tomamuestras de líquido/gas (G1, G2 y G3). Además, también se instalaron 9 termorresistencias para conocer la temperatura del residuo en distintos puntos y profundidades del vertedero. En dos de los sondeos se pusieron los termómetros a 3 profundidades diferentes (1-1, 1-2 y 1-3 en el punto 1 y 2-1, 2-2 y 2-3 en el punto 2), en los otros 3 sondeos se colocó sólo una termorresistencia en la zona más profunda del mismo (3-1, 4-1 y 5-1). El punto 5, localizado fuera de los límites del vertedero nuevo, no está impermeabilizado por la superficie con lámina sino sólo con arcilla ya que se encontraba fuera de la zona proyectada para la expansión vertical del veredero y apenas tenía 3 metros de espesor de residuos.

Para caracterizar el biogás recogido de los tomamuestras y el emitido por los pozos de ventilación se han empleado los equipos GA2000 y GA 5000, de Geotechnical Instruments, que miden CH_4 , CO_2 , O_2 , y SH_2 . La frecuencia de muestreo ha variado en este tiempo, empezando de forma trimestral, después de forma semestral y en los dos últimos años se realiza anualmente. Durante todo el periodo estudiado no se han obtenido muestras líquidas en los tomamuestras, sólo gas, luego se comprueba que la lámina de impermeabilización del nuevo vertedero permanece en perfecto estado después de estos años.

Al igual que en el caso del biogás, los muestreos del lixiviado recogido de la arqueta de recolección de lixiviado han sido realizados con diferentes frecuencias a lo largo del estudio. Lo análisis realizados desde noviembre de 2005 incluyen, entre otros parámetros, pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO_5), nitrógeno amoniacal (N-NH_4), y concentraciones de distintos metales pesados.

4. Resultados

4.1 Lixiviado

En un principio, al quedar gran parte de los residuos cubiertos con la impermeabilización del vaso nuevo, se esperaba un cierto aumento de las concentraciones por reducción del volumen de líquido percolado a través de los residuos. Sin embargo, las concentraciones se mantuvieron en rangos similares durante los seis primeros años de estudio, e incluso disminuyeron bien por el agotamiento de los contaminantes arrastrados o bien por dilución con las aguas subsuperficiales que llegaban a los antiguos residuos bajo la impermeabilización. Este hecho se constata tras las grandes lluvias del otoño de 2018, cuando las concentraciones descendieron significativamente debido a la dilución del lixiviado con las aguas subterráneas infiltradas. Por el contrario, a partir del año 2019 se ha registrado un repunte de la contaminación del lixiviado debido posiblemente a dos factores: 1) las grandes lluvias de 2018 incrementaron las aguas subsuperficiales circulando en la zona que contactaron con más volumen de residuo antiguo que en años anteriores aumentando de esta forma su humedad y favoreciendo la degradación y 2) desde septiembre de 2018 se está vertiendo residuo en el vertedero nuevo, lo que provoca una compresión del residuo antiguo que da lugar a una mayor cantidad de lixiviado y contaminantes arrastrados con el mismo.

Si se analiza la Figura 2 se puede ver que el pH del lixiviado se mantiene básico, rozando el 9 durante todo el periodo de estudio, como corresponde a las condiciones metanogénicas que se dan en este vertedero (Kulikowska y Klimiuk, 2008).

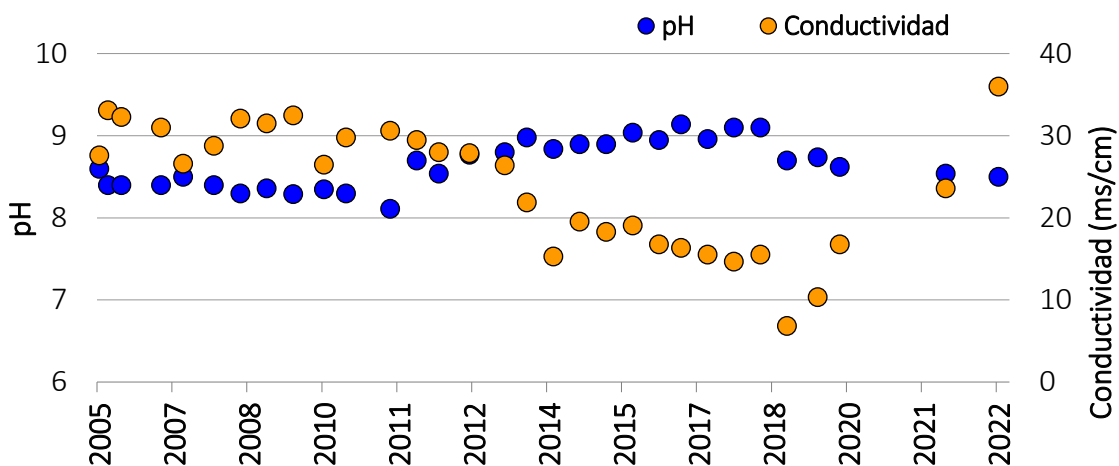


Figura 2. Evolución del pH y la conductividad del lixiviado

Por otro lado, también en la Figura 2 (conductividad) y la Figura 3 (DQO, DBO₅ y N-NH₄) se puede comprobar que la tendencia de las curvas no es constante. Durante los primeros años las concentraciones de estos parámetros indican que se trata de un vertedero con degradación activa aunque, a partir de 2012 y hasta 2018 se empieza a observar una reducción paulatina de los contaminantes. A partir de 2019 la conductividad medida sufre un aumento considerable, por la gran cantidad de sales disueltas y la escasa dilución del lixiviado, hasta llegar al valor más alto registrado en la última muestra. De igual forma ha aumentado la concentración de los contaminantes orgánicos como DQO, DBO₅ además del N-NH₄, lo que muestra un vertedero con cierta degradación activa. A pesar de este nuevo repunte en las concentraciones de los componentes orgánicos, la relación DBO₅/DQO del lixiviado en los últimos años, siempre menor que 0,1, indica que la proporción biodegradable del residuo en el vertedero es pequeña, situación habitual en vertederos antiguos (Kulikowska y Klimiuk, 2008; Kurniawan et al., 2006).

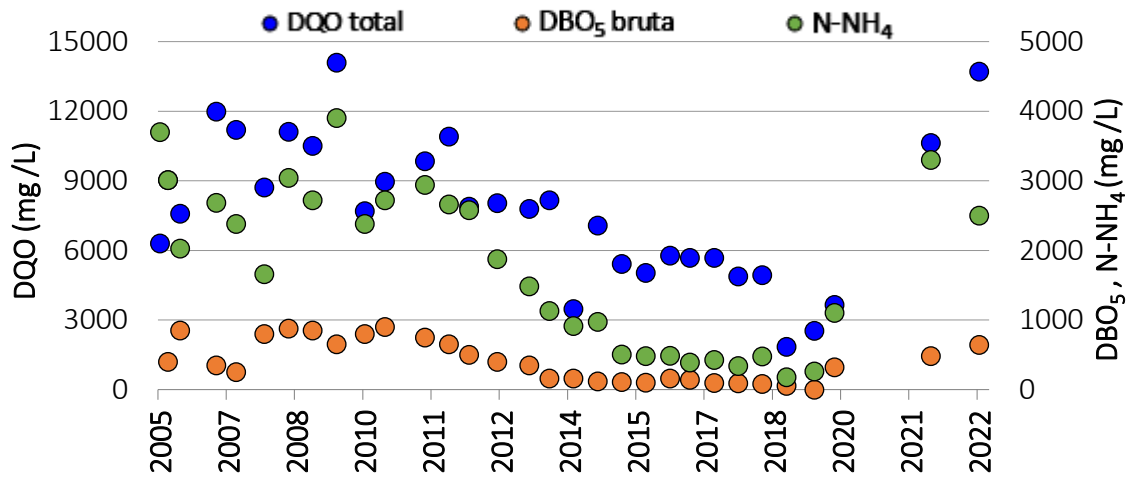


Figura 3. Evolución de la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal en el lixiviado

Por último, en el caso de los metales analizados en el lixiviado se ha observado una disminución paulatina en las concentraciones a lo largo de los años hasta llegar a 2018, cambiando la tendencia al alza a partir de entonces y llegando a valores similares a los del inicio del seguimiento en las dos últimas muestras tomadas (ver Figura 4).

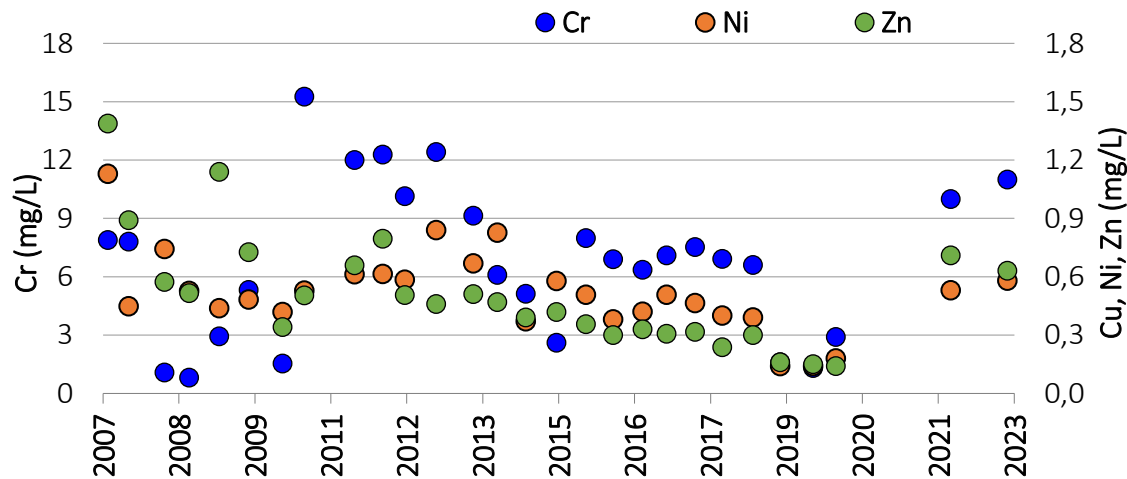


Figura 4. Evolución de la concentración de algunos metales en el lixiviado

No obstante, como se ha visto anteriormente, la mayor parte de los materiales orgánicos presentes en el vertedero son compuestos no degradables, como se refleja en los valores de DQO moderadamente altos y un pH dentro del rango alcalino. Todo esto ocasiona unas concentraciones de metanos bajas debido a la precipitación de los mismos en el interior (Zhao et al., 2017).

4.2 Biogás

4.2.1. Pozos de ventilación

La Figura 5 muestra la evolución de los resultados de biogás en los pozos de ventilación con mayor concentración de CH₄ en el periodo estudiado. Los resultados obtenidos oscilan a lo largo del tiempo, pues están muy influenciados, entre otros factores, por las condiciones atmosféricas. En cualquier caso, los sondeos están facilitando la evacuación de biogás del vertedero.

Un resultado llamativo fue el obtenido en 2021, en el que hubo un descenso generalizado de las concentraciones de CH₄ y las tomadas en 2022, que sufren un ligero aumento con respecto a las de los tres últimos años. Esto puede deberse a la compactación del residuo antiguo por el peso del residuo depositado en el vaso nuevo, que provoca que las vías de escape del biogás hacia los pozos de ventilación varíen.

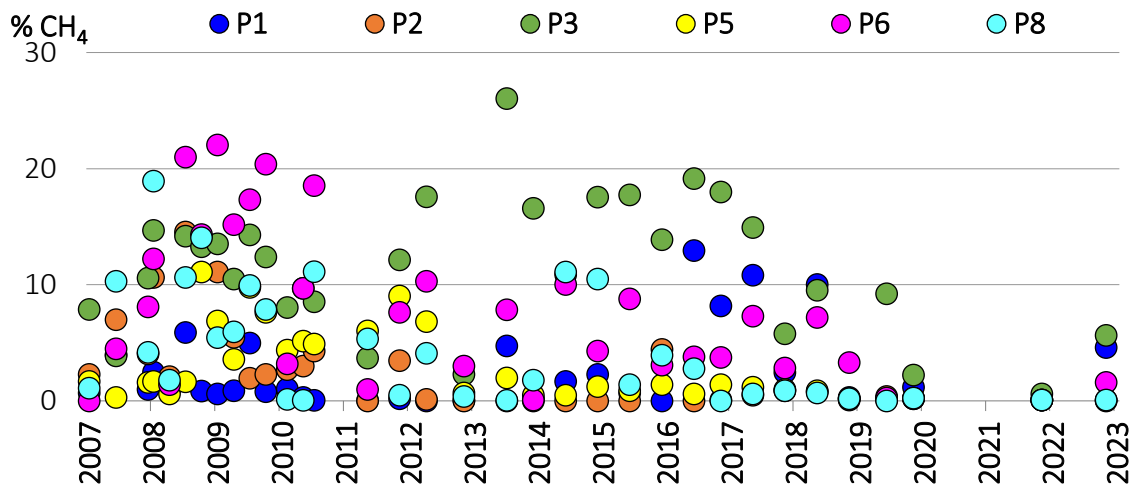


Figura 5. Evolución de la concentración de CH₄ en los pozos de ventilación

4.2.2. Tomamuestras

La Figura 6 muestra la evolución de la concentración de CH₄ en los 3 tomamuestras instalados dentro del residuo. Los tomamuestras G1 y G2, situados en el eje central del vertedero, presentan mayores concentraciones de biogás que el punto G3, situado más cerca de uno de los extremos del vertedero (ver Figura 1) y próximo a los sondeos de desgasificación que facilitan el libre escape del biogás. Además, en este punto 3, el espesor de residuos es menor que en los otros casos y, posiblemente, con menor cantidad de materia biodegradable disponible.

Durante los 6 primeros años la evolución de la concentración de CH₄ en el biogás de estos tres puntos fue ascendente hasta llegar a valores de casi el 60% en 2011. Posteriormente la tendencia de las concentraciones cambió hacia el descenso hasta llegar a valores de entre el 14 y el 28% a finales de 2017.

A partir de 2018 se observó un repunte en el biogás de estos tres puntos debido posiblemente a las dos causas presentadas anteriormente. Por un lado, la activación de la degradación de los residuos por la infiltración de aguas subsuperficiales tras las copiosas lluvias producidas ese año. Y, por otro lado, ocasionado por la reducción de la porosidad del material antiguo (ocasionada por la sobrecarga sufrida) que provoca un descenso del espacio de almacenamiento entre los poros y por lo tanto una mayor salida del

gas generado hacia los pozos de ventilación. En la última medición hecha en 2022 se han alcanzado valores de CH₄ en torno al 52% en los tres puntos muestreados.



Figura 6. Evolución de la concentración de CH₄ en el biogás del interior del residuo

Finalmente, en todas la muestras de biogás analizadas, las concentraciones de CO₂ han sido más bajas que las concentraciones de CH₄, lo que encaja con una fase de fermentación metanogénica del residuo (Huang et al., 2022).

4.3 Temperatura

La Figura 7 muestra la evolución de la temperatura a lo largo del tiempo a diferentes profundidades del residuo en un mismo punto. Para no complicar la gráfica, se ha elegido el sondeo 2 como representativo de las distintas capas de residuo en el vertedero. Además, la Figura 8 muestra la evolución de la temperatura en otros 3 puntos del vertedero.

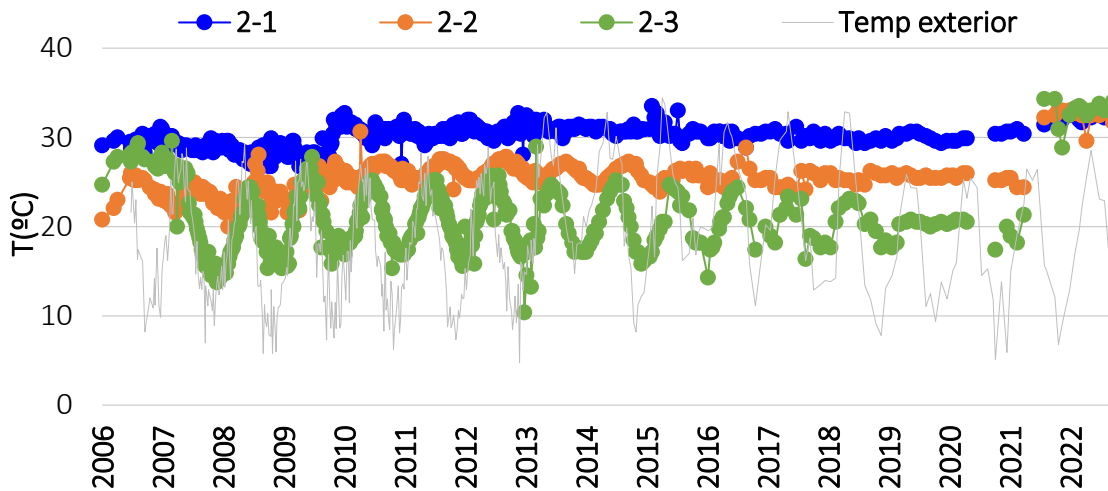


Figura 7. Evolución de la temperatura en diferentes profundidades de un mismo punto

El punto de muestreo más superficial (2-3) y el punto situado fuera de la zona de expansión vertical del vertedero (5-1) son los que mayor oscilación térmica presentan, destacando los descensos de temperatura durante el otoño-invierno (que corresponde con un descenso de la temperatura ambiente) y el aumento durante los meses de primavera-verano de todos los años. Por otro lado, el punto situado en la zona intermedia en cuanto a profundidad (2-2), presentan ligeras oscilaciones térmicas en consonancia con las que se producen en el ambiente, situándose las medidas de temperatura entre el rango registrado por el

punto más profundo y el más superficial. Sin embargo, desde 2019 las oscilaciones en el punto intermedio (2-2) y el más superficial (2-3) se han atenuado notablemente debido al espesor de residuo nuevo depositado sobre él.

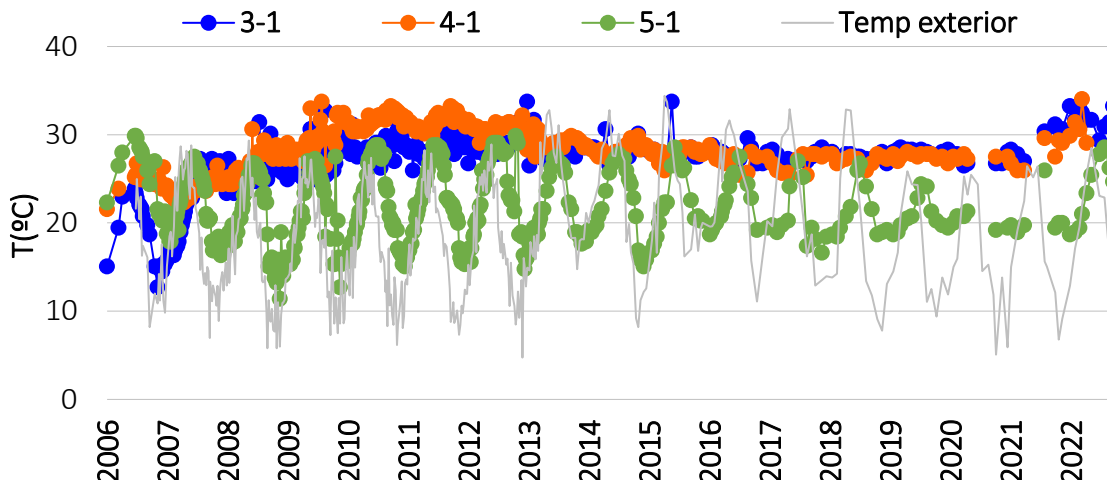


Figura 8. Evolución de la temperatura en diferentes puntos

Al contrario que los anteriores, los puntos localizados en el fondo del vertedero (2-1, 3-1 y 4-1), son los que mayor temperatura conservan de manera estable (entorno a los 27-30°C de temperatura media en gran parte del periodo estudiado). En estos puntos se registran mayores temperaturas porque están situados en una zona en la que existe una mayor profundidad de residuos y un mayor aislamiento de la zona muestreada.

En los dos últimos años se ha registrado un aumento de entre 3 y 6°C en todos los puntos profundos del vertedero, de 6°C en el punto intermedio y de hasta 13°C en el caso del punto más superficial. Esto es debido a que en este tiempo el espesor de los residuos nuevos por encima de los residuos antiguos ha aumentado en casi 8 m de manera que el residuo ha quedado completamente aislado de las condiciones del entorno.

4. Conclusiones

Se perciben tres tendencias claras en la evolución de las concentraciones de los parámetros medidos en el lixiviado en este tiempo. En la primera fase, de unos seis años, se observa cierta variabilidad dentro de un rango pequeño. Posteriormente se produce un periodo de descenso de las concentraciones hasta mediados de 2018 aproximadamente, para mostrar después una tendencia ascendente, hasta alcanzar valores similares a los obtenidos al principio del periodo de estudio.

En el caso del biogás la tendencia es ascendente en los primeros 6 años, para pasar después por una fase de otros 6 años aproximadamente de descenso de las concentraciones de CH₄. Por último, a mediados de 2018 y hasta este momento se detecta un aumento de las concentraciones de metano en todos los puntos. Este repunte es debido posiblemente a, por un lado, la activación de la degradación de los residuos por la infiltración de aguas tras las copiosas lluvias producidas ese año y, por otro lado, a la reducción de la porosidad en el residuo que provoca un descenso del espacio de almacenamiento entre los poros y por tanto una mayor salida del gas generado hacia los pozos de ventilación.

Finalmente, la evolución de la temperatura dentro del residuo ha estado directamente influenciada por el espesor de los residuos nuevos colocados por encima de los instrumentos. Los puntos más superficiales e intermedios muestran una gran variabilidad influenciada por la temperatura ambiente hasta que el espesor del residuo nuevo por encima aumenta considerablemente. En cuanto a los termómetros instalados en la

zona profunda del vertedero, la variabilidad es mínima con temperaturas muy estables hasta que el espesor de la capa de los nuevos residuos aumenta. Con espesores grandes de residuo nuevo se ha producido un aumento de entre 3 y 13°C en puntos profundos y superficiales respectivamente.

La información mostrada en este trabajo demuestra la utilidad de introducir instrumentación en el interior del vertedero, ya que permite conocer la evolución y el estado de este con detalle, aunque el residuo quede enterrado por otros materiales. La durabilidad de los instrumentos colocados en este caso se prolonga durante más de 15 años.

Además, los resultados de seguimiento del vertedero prueban que sigue activo desde el punto de vista de riesgo ambiental con lo que se confirma la necesidad de largos periodos de control ambiental posclausura para comprobar que no se producen impactos al entorno.

Referencias

- Consejo Europeo, 1999. Directiva 1999/31/CE del Consejo relativa al vertido de residuos. D. Of. las Comunidades Eur. L 182, 1-19.
- Huang, D., Du, Y., Xu, Q., Ko, J.H., 2022. Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. *J. Environ. Manage.* 302, 114001. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114001>
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresour. Technol.* 99, 5981-5985. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.015>
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S., 2006. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *J. Hazard. Mater.* 137, 443-455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.020>
- Lobo, A., López, A., Cobo, N., 2011. Modeling of biodegradation in an old unregulated European landfill. *J. Environ. Eng.* 137, 93-96. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000292](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000292)
- López, A., Calero, T., Lobo, A., 2018. Mathematical simulation to improve municipal solid waste leachate management: a closed landfill case. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 28169-28184. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2844-y>
- MITECO - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2020. Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Boletín Of. del Estado 48659-48721.
- Turner, D.A., Beaven, R.P., Woodman, N.D., 2017. Evaluating landfill aftercare strategies: A life cycle assessment approach. *Waste Manag.* 63, 417-431. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.005>
- Vaverková, M.D., Adamcová, D., Zloch, J., Radziemska, M., Berg, A.B., Voberková, S., Maxianová, A., 2018. Impact of municipal solid waste landfill on environment - A case study. *J. Ecol. Eng.* 19, 55-68. <https://doi.org/10.12911/22998993/89664>
- Zhao, R., Gupta, A., Novak, J.T., Goldsmith, C.D., 2017. Evolution of nitrogen species in landfill leachates under various stabilization states. *Waste Manag.* 69, 225-231. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.041>

EMISIONES DE VEHÍCULOS RECOLECTORES DE RESIDUOS EN UN RELLENO SANITARIO

Mondragón-Zarza, Eloy¹; Hernández-Berriel, María del Consuelo^{1*}; Rosa-Domínguez, Elena Regla²; Turpin-Marion, Sylvie³; Cuellar-Robles, Fredy⁴; Flores-Reyes, Salvador¹

¹División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

²Facultad de Química y Farmacia (FQF), Universidad Central Marta Abreu de Las Villas Santa Clara, Cuba

³Departamento de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México

⁴Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

* mhernandezb@toluca.tecnm.mx

Resumen

En México el aumento en la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) durante las últimas décadas, ha provocado mayor demanda de servicios de vehículos de recolección, traslado y disposición en rellenos sanitarios (RESA); sin embargo, se tiene escaso conocimiento de los impactos en cuanto a gases de efecto invernadero (GEI) durante la entrega y disposición de los RSU. El objetivo de este manuscrito fue determinar las emisiones directas como Huella de Carbono, generadas por los vehículos de recolección y transporte, desde su ingreso, registro y salida del RESA. Para el desarrollo se recabó información de tiempos y movimientos en el RESA de Tenango del Valle durante dos semanas; se utilizó la metodología del IPCC para estimar las emisiones de GEI, empleando los datos de los vehículos que depositaron sus RSU, factores de emisión y parámetros específicos para México. Para la disposición promedio de 2 025,43 tRSU/semana, las emisiones totales promedio de diésel fueron 3,72E-01 tCO₂e/semana (3,66E-01 tCO₂e/semana de CO₂, 5,11E-03 tCO₂e/semana de N₂O y 5,40E-04 tCO₂e/semana de CH₄). Las mayores emisiones se obtuvieron durante el proceso de descarga de los RSU. Si todos los vehículos recolectores utilizaran gas natural (GN) o biogás (BioG), las emisiones de GEI podrían disminuirse hasta 99,89% o 99,95%, respectivamente; y el costo hasta un 45,21%. Es recomendable no exceder las capacidades de compactación indicadas por el fabricante para que el tiempo de descarga disminuya.

Palabras clave: Emisiones; Gases de efecto invernadero; Relleno sanitario; Residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

Actualmente en el mundo se generan 2,01 billones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) al año, y se proyecta que esta cantidad aumente un 70% en los próximos 30 años provocando una mayor demanda de servicios de vehículos de recolección, traslado y disposición en sitios de disposición final (SDF), incrementando la cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) debido a los combustibles consumidos (Kaza et al., 2018; World Bank, 2021).

A nivel mundial, se emiten alrededor de 50 mil millones de toneladas (t) de GEI cada año (medidas en CO₂e); de los cuales al sector de energía (electricidad, calor y transporte) se le relaciona el 73,2%, a la industria el 5,2%, a los residuos el 3,2%; y la agricultura, silvicultura y uso de la tierra el 18,4% (Ritchie, et al., 2020).

En los Estados Unidos, del total de las fuentes generadoras de GEI en 2020, al sector residuos le correspondió el 2,6% (EPA, 2022). En este país la generación en 2018 fue de 292 000 000 t de residuos (EPA, 2020), el cual cuenta con un parque vehicular de recolección de 247 475 vehículos pesados de diésel y gas, que generaron el 2,6% de GEI en este segmento (Mjbradley, 2021); en el caso de México en 2019, al sector residuos se le atribuyó el 7,0% de las emisiones a nivel nacional, donde la generación fue de 36 569 325 t de residuos (SEMARNAT, 2022). Si bien se tienen registrados 16 679 vehículos de recolección que en su mayoría operan con diésel, no se ha reportado la contribución de emisiones de éstos (INECC, 2022).

Dentro de la operación de los vehículos recolectores que transportan los RSU hasta cada SDF, destacan tres subetapas: el recorrido del vehículo dentro de la localidad, el traslado saliendo de la localidad hasta el SDF y la entrega de los RSU. La entrega de los residuos en un relleno sanitario (RESA) comprende desde la entrada del vehículo al sitio, su registro, pesaje, descarga y salida (SEMARNAT, 2009; Worrell y Vesilind, 2012; Yaman et al., 2019). Existen trabajos como el de Hashim et al. (2019), donde investigaron las emisiones de CO₂ generadas por los vehículos recolectores durante la recolección de los RSU; asimismo, en el trabajo de Peralta (2016) calcularon la Huella de Carbono del transporte de los RSU desde las estaciones de transferencia al SDF; sin embargo, se les ha restado importancia a las emisiones generadas por los vehículos recolectores dentro del RESA, por lo tanto, el objetivo de este artículo fue determinar las emisiones directas como Huella de Carbono generadas por los vehículos de recolección y transporte, desde su ingreso, registro, descarga y salida del RESA.

2. Metodología

2.1 Registro de tiempos y movimientos

Como primer paso, se recabó información durante dos semanas de tiempos y movimientos, de todos los vehículos recolectores que entregaron RSU en el RESA de Tenango del Valle para su disposición; considerando desde su ingreso, registro, pesaje, descarga de RSU, hasta su salida. La información recabada se organizó en una base de datos, y de acuerdo con la cantidad de RSU que transportaron los vehículos, éstos fueron clasificados en: Supertransportadores (25,33 t), Megatransportadores (8,45 t a 13,50 t), Macrotransportadores (4,46 t a 7,50 t) y Microtransportadores (1,67 t a 4,00 t).

2.2. Consumo de combustible

Para la determinación del consumo de combustible, se les preguntó a los operadores de los vehículos sobre el tipo de combustible utilizado y su rendimiento, se consideró su número de ingresos, la distancia recorrida dentro del sitio y el tiempo ralenti (el motor permanece en funcionamiento de forma estable sin necesidad de accionar un mecanismo de aceleración) durante la descarga de los RSU. Se consideró un consumo en ralenti promedio de 3,01 L/h para motores diésel (Ventos, 2021).

Con el fin de realizar la comparación del consumo de diésel con otros combustibles, como el gas natural (GN) y biogás (BioG), para los vehículos transportadores de RSU con capacidad de carga de 2,39 t a 25,33 t se consideró el rendimiento promedio de 1,64 km/L del Volvo FE a GN (Gasnam, 2017; Volvo, 2023); mientras que, para el de 1,67 t el rendimiento de 4,69 km/L (Gasnam, 2017). Debido a no contar con información acerca consumo en ralenti para este tipo de combustibles, se tomó el mismo consumo que para el diésel.

2.3. Determinación de Emisiones de GEI

Las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O, se estimaron mediante la Ecuación 1 de la metodología del IPCC en Excel; para ello se empleó el consumo de combustible (CC) en Terajoules (TJ), considerando el factor de conversión de 1 m³ de diésel a 6,2898 barriles (bl)/m³ con un poder calorífico (PC) de 5 990 MJ/bl (SENER, 2021), por el factor de emisión (FE) de GEI para cada tipo de combustible (x) (IPCC, 2006).

$$E_{GEI} = CC * FE_{GEI, x} \quad (1)$$

Los FE se tomaron de los valores reportados por Diario Oficial de la Federación (DOF), que se presentan en la Tabla 1 ya convertidos a t/TJ.

Tabla 1. Factores de emisión

Descripción	Factores de emisión		
	CO ₂ (t/TJ)	CH ₄ (t/TJ)	N ₂ O (t/TJ)
Diésel	74,100	0,0039	0,0039
Gas Natural (GN)	57,755	0,0920	0,0030
Biogás (BioG)	54,600	0,0010	0,0001

Fuente: DOF (2015); IPCC (2006)

Con la Ecuación 2 se calcularon las emisiones en términos de tCO₂e de los GEI por el Potencial de Calentamiento Global (PCG) (CO₂: 1; CH₄: 28; N₂O: 265), también obtenidos del DOF (2015).

$$E_{CO_{2eq}} = E_{GEI} * PCG_{GEI} \quad (2)$$

3. Resultados

3.1 Registro de tiempos y movimientos

En la Tabla 2 se presenta como ejemplo una parte de la información vehicular recabada de las actividades que realizan los vehículos transportadores de RSU dentro del RESA de Tenango del Valle, desde el ingreso hasta la salida.

Tabla 2. Ejemplo de información recabada en campo

Marca/ Tipo	Ingresos (No. de veces)	Peso RSU/ vehículo (t)	Tiempo registro pesaje promedio (min)	Tiempo recorrido ingreso promedio (min)	Tiempo descarga promedio en ralentí (min)	Tiempo recorrido salida promedio (min)	Tiempo Total promedio (min)	Tiempo Promedio / Peso (min/t)
Volvo/ Transfer	18	25,30	1,50	2,00	26,00	0,50	30,00	1,18
Freightliner/ Contenedor	23	12,40	1,50	1,60	8,60	0,50	12,20	0,98
Mercedes Benz/ Carga Trasera	5	13,50	1,50	1,65	8,90	0,50	12,55	0,93
International/ Carga Trasera	57	8,45	1,50	1,42	7,50	0,50	10,92	1,29
Kodiak/ Volteo	10	4,46	1,50	1,15	7,30	0,50	10,45	2,34
Freightliner/ Volteo	6	6,00	1,50	1,21	8,00	0,50	11,21	1,87
Nissan/ Redilas	4	1,67	1,50	1,00	7,00	0,50	10,00	5,99
Ford/ Contenedor	11	2,39	1,50	1,00	7,00	0,50	10,00	4,18

minutos: min; RSU: Residuos Sólidos Urbanos; t: Tonelada

Si bien, los vehículos con mayor tonelaje de carga permanecieron más tiempo desde el ingreso hasta la salida del RESA (Tabla 2), los vehículos Megatransportadores tipo Contenedor (12,40 t) y Carga trasera (13,50 t) fueron los que tuvieron menor tiempo por tonelada transportada (min/tRSU), debido al sistema de descarga hidráulico y no sobre compactar sus RSU; seguido del Supertransportador Transfer, que transportó 25,30 t en promedio, el cual cuenta con un empuje mediante bandas de acero transportadoras. Por otro lado, los camiones que tardaron más por tonelada dentro del RESA fueron los Macrotransportadores tipo Volteo, ya que no tienen un mecanismo de empuje, además de que sobre compactan sus RSU y son ocupados comúnmente para el transporte de materiales de construcción. Cabe mencionar que los vehículos con sistema hidráulico permanecieron encendidos durante su descarga de RSU

(tiempo en ralentí), entre ellos los Microtransportadores; mientras que los vehículos con Redilas realizaron la descarga de sus RSU manualmente, apagando el vehículo, pero tardaron mayor tiempo en el RESA que los otros transportes.

3.2 Consumo de combustible

Con base en la información recabada del número de ingresos, la distancia recorrida dentro del RESA y la descarga de sus RSU (Tabla 3), destacó el Supertransportador Volvo tipo Transfer con un consumo de 26,84 L de diésel por semana (L/semana) en tiempo ralentí. El Megatransportador International Carga trasera fue el más utilizado (57 ingresos), consumiendo 30,37 L/semana, seguido de los Macrotransportadores, como el Freightliner Volteo con 3,35 L/semana, y el Microtransportador Ford Contenedor que consumió 5,01 L.

Tabla 3. Ejemplo de cálculo de consumo de combustible

Marca/ Tipo	Ingresos (No. de veces)	Distancia recorrida total (km)	Rendimiento (km/L)	Consumo trayecto (L)	Tiempo Ralentí (min)	Consumo Ralentí (m ³)	Total (L/semana)	Total consumo/ peso (L/t)
Volvo/ Transfer	18	11,17	3,40	3,28	26,00	2,36E-02	26,84	1,06
Freightliner/ Contenedor	23	14,28	4,00	3,57	8,60	9,96E-03	13,53	1,09
International/ Carga Trasera	57	35,39	4,00	8,84	7,50	2,15E-02	30,37	3,58
Mercedes Benz/ Carga Trasera	5	3,10	3,00	1,03	8,90	2,24E-03	3,27	0,24
Kodiak/ Volteo	10	6,21	2,50	2,48	7,30	3,67E-03	6,16	1,38
Freightliner/ Volteo	6	3,72	4,00	0,93	8,00	2,42E-03	3,35	0,56
Nissan/ Redilas	4	2,48	7,50	0,33	-	-	0,33	0,20
Ford/ Contenedor	11	6,83	6,00	1,13	7,00	3,88E-03	5,01	2,10

Kilómetro: km; Litro: L; minutos: min; metros cúbicos: m³; t: Tonelada

Por otro lado, al determinar el consumo de litros de diésel por tonelada transportada al RESA, la mayor cantidad de combustible fue consumida por el vehículo International Carga trasera (3,58 L/t), que transportó 8,48 t de RSU y tuvo un elevado número de ingresos por semana (57), mientras que el Volvo tipo Transfer consumió 1,06 L/t, con una carga 25,33 t y 18 ingresos por semana.

3.3 Determinación de las Emisiones de GEI

De acuerdo con estimación de emisiones promedio (Tabla 4), el diésel produjo el mayor impacto ambiental de GEI durante el proceso de descarga de los RSU, con la liberación de elevadas concentraciones de CO₂, seguido de N₂O y CH₄. El N₂O además de intervenir en el cambio climático, su permanencia en la estratósfera genera la destrucción de la capa de ozono (Niki, 2021).

Por otra parte, si se usara GN y BioG se generarían valores de GEI cercanos a cero, con emisiones dominantes de CO₂ y el CH₄, y en menor cantidad el N₂O (Tabla 4). La liberación del CH₄ es atribuido a la combustión incompleta, la ventilación de gases a alta presión del tanque de combustible y a las fugas del sistema de combustible (Thiruvengadam et al., 2018); mientras que la descomposición de las especies de nitrato de amonio (NH₄NO₃) en el sistema de reducción catalítica selectiva puede conducir emisiones de N₂O (Hallstrom y Voss, 2013). Los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado sobre emisiones de GEI en los trabajos de Pérez et al. (2017) y Gonçalves et al. (2009), quienes concluyeron también que con el uso del GN se logra reducir SO₂ y material particulado (PM).

Tabla 4. Cálculo de emisiones promedio de GEI por semana

GEI	Recorrido Diésel (t/sem)	Descarga RSU Diésel (t/sem)	Recorrido GN (t/sem)	Descarga RSU GN (t/sem)	Recorrido BioG (t/sem)	Descarga RSU BioG (t/sem)	Total CO ₂ e Diésel (t/sem)	Total CO ₂ e GN (t/sem)	Total CO ₂ e BioG (t/sem)
CO ₂	1,01E-01	2,65E-01	1,66E-04	1,98E-04	8,20E-05	9,74E-05	3,66E-01	3,64E-04	1,79E-04
CH ₄	5,32E-06	1,40E-05	2,65E-07	3,15E-07	1,50E-09	1,78E-09	5,40E-04	1,63E-05	9,20E-08
N ₂ O	5,32E-06	1,40E-05	8,65E-09	1,03E-08	1,50E-10	1,78E-10	5,11E-03	5,02E-06	8,71E-08
Total tCO ₂ e/sem							3,72E-01	3,86E-04	1,80E-04

BioG: Biogás; CO₂e: Dióxido de carbono equivalente; GEI: Gases de efecto invernadero; GN: Gas natural; RSU: Residuos sólidos urbanos; sem: Semana; t: Tonelada.

Respecto a las emisiones de CO₂eq, si los vehículos emplearan GN y BioG, se tendrían reducciones del 99,89% y 99,95% en la Huella de Carbono, respectivamente, en comparación con los vehículos diésel (Figura 1), además de generarse un ahorro del 45,21% si se empleara GN con respecto al precio promedio del diésel (\$ 23,31 pesos/L) (Heraldo, 2023; PETROIntelligence, 2023). Debido a que no se encontraron los precios del BioG, no se pudo realizar la comparación de los ahorros monetarios si se utilizara éste.

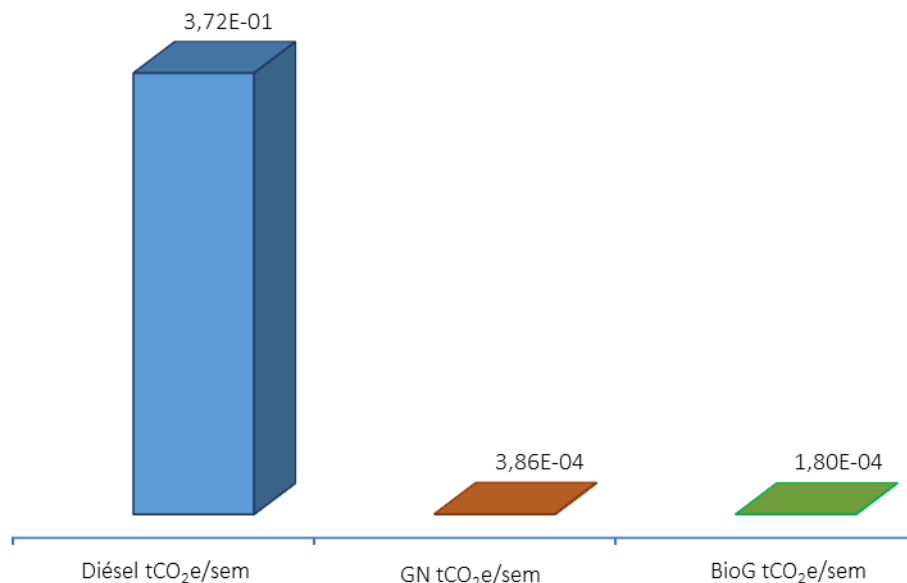


Figura 1. Determinación de la Huella de Carbono

A pesar de los resultados alentadores obtenidos en la disminución de la Huella de Carbono al utilizar BioG, la marca automotriz Cummins Westport especificó que se necesita mínimo una concentración del 75% de CH₄ para ser empleado en vehículos (Westport, 2018). Por otra parte, los cambios en la composición del combustible, darían lugar a diferencias en el contenido de energía y un menor contenido de CH₄, aunado a ello las impurezas del combustible podrían acelerar el deterioro del motor y los componentes del sistema de postratamiento de emisiones. Asimismo, la purificación de éste daría como resultado un contenido de CH₄ del 95% al 98%, proporcionado un beneficio de GEI mucho mayor en comparación con el GN basado en combustibles fósiles (Thiruvengadam et al., 2018).

4. Conclusiones

Este trabajo permitió registrar y cuantificar las actividades que realizan los vehículos que entregan RSU para su disposición dentro del RESA, obteniendo que el mayor tiempo se consume durante la descarga, la cual

está influida por el sistema utilizado, requiriendo menor tiempo por tonelada el sistema hidráulico mecanizado que el manual.

Conviene utilizar camiones tipo Transfer con mayor capacidad de carga y menor cuantía de ingresos, ya que el consumo de litros de diésel por tonelada de RSU transportada al RESA es más baja, que emplear vehículos de Carga trasera con menor carga de RSU y un elevado número de ingresos.

Las emisiones de GEI generadas con el uso del diésel fueron las más altas, especialmente durante el proceso de descarga de los RSU, obteniéndose una reducción de la Huella de Carbono de un 99,89% y 99,95% si se empleara GN y BioG, respectivamente; además de lograr el ahorro económico del 45,21% mediante GN en comparación al diésel.

Agradecimientos

Al proyecto “Propuesta para la operación de un relleno sanitario desde la perspectiva de la sostenibilidad” con clave 18196.23-P del Tecnológico Nacional de México.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por la beca para el Doctorado en Ciencias Ambientales.

Al Tecnológico Nacional de México, al Instituto Tecnológico de Toluca y al equipo de trabajo del Laboratorio de Pruebas Piloto del Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental (LIIA).

Referencias

- DOF, 2015. Diario Oficial de la Federación. Acuerdo que establece las particularidades técnicas y las fórmulas para la aplicación de metodologías para el cálculo de emisiones degases o compuestos de efecto invernadero. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5406149&fecha=03/09/2015#gsc.tab=0. (Acceso 14/03/2023).
- EPA, 2020. Advancing Sustainable Materials Management: 2018 Fact Sheet. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/advancing-sustainable-materials-management>. (Acceso 12/02/2023).
- EPA, 2022. Environmental Protection Agency. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2020. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-04/us-ghg-inventory-2022-main-text.pdf>. (Acceso 12/02/2023).
- Gasnam, 2017. Asociación ibérica de gas natural para la movilidad. Catálogo de vehículos a gas natural. https://clientes.kutxabank.es/default/documentos/1963_es-catalogo_coches_de_gncgnv.pdf. (Acceso 14/03/2023).
- Gonçalves, M., Jiménez-Guerrero, P., Baldasano, J., 2009. Emissions variation in urban areas resulting from the introduction of natural gas vehicles: Application to Barcelona and Madrid Greater Areas (Spain). *Sci. of The Total Environ.* 407, 3269-3281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.039>.
- Hallstrom, K., Voss, K., 2013. The Formation of N2O on the SCR Catalyst in a Heavy Duty US 2010 Emissions Control System. *SAE International.* 15, 1-7. <https://doi.org/10.4271/2013-01-2463>.
- Hashim, F., Mauziah Benjamin, A., Abdul-Rahman, S., 2019. Estimation of Carbon Dioxide Emissions in a Waste Collection Vehicle Routing Problem. *J. of Advanced Research in Fluid Mechanics and Thermal Sciences.* 53, 204-2012. ISSN: 2289-7879. <https://www.akademiabaru.com/submit/index.php/arfmts/article/view/3534>.

- Heraldo, 2023. Heraldo binario. Precio de la gasolina hoy miércoles 18 de enero de 2023. <https://www.heraldobinario.com.mx/tendencias/2023/1/18/precio-de-la-gasolina-hoy-miercoles-18-de-enero-de-2023-32361.html>. (Acceso 18/01/2023).
- INECC, 2022. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Obtenido de Atlas Nacional de Residuos Sólidos Urbanos. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/693803/125_2022_Atlas_Nacional_Residuos_Solidos.pdf. (Acceso 12/02/2023).
- IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_3_Ch3_Mobile_Combustion.pdf. (Acceso 06/03/2023).
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Woerden, F.V., 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, first ed. The World Bank Group, Washington, USA. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.
- Mjbradley, 2021. M.J. Bradley & Associates. (D. Lowell, & J. Culkin, Edits.) M.J. Bradley & Associates, an ERM Group company. <https://www.mjbradley.com/>. (Acceso 10/02/2023).
- Niki, Y., 2021. Reductions in Unburned Ammonia and Nitrous Oxide Emissions From an Ammonia-Assisted Diesel Engine With Early Timing Diesel Pilot Injection. J. Eng. Gas Turbines Power. 143, 1-7. <https://doi.org/10.1115/1.4051002>.
- Peralta, J., 2016. La huella de carbono del transporte de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de México: de las estaciones de transferencia al sitio de disposición final. <http://tesis.ipn.mx/handle/123456789/26127>. (Acceso 14/02/2023).
- Pérez, J., Lumbreras, J., Rodríguez, E., Vedrenne, M., 2017. A methodology for estimating the carbon footprint of waste collection vehicles under different scenarios: Application to Madrid. Transportation Res. Part D: Transp. and Environ. 52, 156-171. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.03.007>.
- PETROIntelligence, 2023. PETROIntelligence. Precio promedio reportado nacional de Gas Natural Vehicular. <https://petrointelligence.com/sistema/indices/gas-natural.php>. (Acceso 18/01/2023).
- Ritchie, H., Roser, M., Rosado, P., 2020. CO₂ and Greenhouse Gas Emissions. OurWorldInData.org. <https://ourworldindata.org/emissions-by-sector> (Acceso 14/02/2023).
- SEMARNAT, 2009. Manual de Especificaciones Técnicas para la Construcción de Rellenos Sanitarios para Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y Residuos de Manejo Especial (RME). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD000935.pdf>. (Acceso 05/03/2023).
- SEMARNAT, 2022. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero, 1990-2019. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/737226/156_2022_INEGYCEI_1990-2019_NIR.pdf. (Acceso 12/02/2023).
- SENER, 2021. Secretaría de Energía. Lista de combustibles y sus poderes caloríficos 2021 que se considerarán para identificar a los usuarios con un patrón de alto consumo, así como los factores para determinar las equivalencias en términos de barriles equivalentes de petróleo. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/619062/Lista_Combustibles_2021_26feb2021.pdf.

- Thiruvengadam, A., Besch, M., Padmanaban, V., Pradhan, S., Demirgok, B., 2018. Natural gas vehicles in heavy-duty transportation- A review. *Energy Policy*, 122, 253-259. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.07.052>.
- Ventos, 2021. Ventos. ¿Cuánta gasolina usa el ralenti?. <https://www.ventos.site/aprender/cuanta-gasolina-usa-el-ralenti-y-3-maneras-de-reducir-el-consumo/>. (Acceso 06/03/2023).
- Volvo, 2023. Volvo FE GNC. <https://www.volvotrucks.es/es-es/trucks/trucks/volvo-fe/volvo-fe-cng.html>. (Acceso 14/03/2023).
- Westport, 2018. Fuel Quality Calculator. <http://www.cumminswestport.com/fuel-quality-calculator>. (Acceso 18/03/2023).
- World Bank, 2021. Motorization Management and the Trade of Used Vehicles: How Collective Action and Investment Can Help Decarbonize the Global Transport Sector. World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/36518> (Acceso 23/02/2023).
- Worrell, W. A., Vesilind, P. A., 2012. *Solid Waste Engineering*, Second ed. Cengage Learning, Stamford, USA.
- Yaman, C., Anil, I., Jaunich, M., Blaisi, N., Alagha, O., Yaman, A., Gunday, S., 2019. Investigation and modelling of greenhouse gas emissions resulting from waste collection and transport activities. *Waste Manag. & Res.* 1282-1290. <https://doi.org/10.1177/0734242X198824>.

AVALIAÇÃO DO AUMENTO DA VIDA ÚTIL DE ATERROS SANITÁRIOS PELA INCORPORAÇÃO DE RECICLAGEM E COMPOSTAGEM

Cavalcanti de Carvalho, Giovanna^{1*}; Pertel, Monica²; Acordi Vasques Pacheco, Elen Beatriz³

¹Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

² Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

³Instituto de Macromoléculas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

*giovanna.ambiental@gmail.com

Resumo

Os aterros sanitários (AS) são uma tecnologia adequada para a disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU). Porém, torna-se um desafio para os gestores o encerramento precoce da vida útil devido a problemas em sua operação. A recuperação de materiais recicláveis secos e matéria orgânica putrescível dos RSU pode ser uma estratégia para o prolongamento do tempo de operação dos AS, uma vez que desvia esses materiais para reinserção na cadeia produtiva, além de contribuir para minimização da emissão de gases do efeito estufa e, consequentemente das mudanças climáticas. Nesse âmbito, políticas públicas que estabeleçam metas de recuperação de RSU são importantes instrumentos para incentivar o progresso destas ações. No Brasil, em 2022, com a publicação do novo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), foram redefinidas metas para diversos aspectos relacionados à gestão e gerenciamento de RSU, com horizonte até 2040. O presente trabalho realiza um estudo de caso do AS do Município de Vassouras, Rio de Janeiro, Brasil, avaliando três cenários com diferentes metas de reciclagem e compostagem e seus impactos sobre a vida útil do AS. A modelagem desses cenários baseou-se nos parâmetros operacionais de projeto do AS e na geração de RSU per capita da população atendida, de forma a estimar o prazo ainda disponível para aterramento em função do volume não ocupado. O Cenário Tendencial projeta a vida útil do AS mantendo as condições atuais de operação, sem medidas de recuperação de RSU, e obteve 18,9 anos. O Cenário Factível, construído com base no atendimento às metas do PLANARES, obteve um aumento de 1,6 anos na vida útil do AS, recuperando até 35% dos RSU. O Cenário Ideal, cujas metas eram ligeiramente mais ambiciosas que o cenário anterior, apresentou um aumento de 4,1 anos na vida útil com até 43% do total de RSU sendo recuperado.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; reciclagem; compostagem; aterro sanitário; políticas públicas

1. Introdução

Por ano, cada brasileiro gera em média 368,7 kg de resíduos, o que resultou, em 2020, na geração de cerca de 78,4 milhões de toneladas de resíduos sólidos no Brasil (SNIS, 2020). Além disso, com as cidades cada vez mais populosas e densas, a gestão de resíduos sólidos vem se tornando um desafio para os gestores e planejadores, uma vez que estima-se que até 2050 a população residente em áreas urbanas corresponda a 2/3 da população mundial (FAO, 2019), e a geração de resíduos urbanos acompanhe diretamente este crescimento.

O Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos a nível municipal diz respeito aos serviços públicos especializados de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, sendo este composto por uma sequência de etapas definidas e relacionadas, a saber: coleta (indiferenciada ou seletiva), transporte, transbordo, triagem, tratamento e disposição final. O cenário brasileiro de realização das etapas de triagem e tratamento apresenta-se ainda incipiente, nem sempre sendo realizadas e, após o transbordo, os resíduos

são encaminhados diretamente para a disposição final. A não realização de tratamentos para recuperação dos resíduos sólidos opõe-se ao que preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que define que os aterros sanitários deveriam receber apenas rejeitos, os quais são classificados na PNRS como os “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”.

Levando em consideração que o Brasil é signatário do Acordo de Paris, o aterramento de resíduos sólidos deve ser uma prática a ser evitada, especialmente o de matéria orgânica. A matéria orgânica, por entrar em decomposição anaeróbica após o aterramento, é a fração responsável pela emissão de gás metano nos lixões, aterros controlados e aterros sanitários – sendo o metano um gás com potencial de aquecimento global (GWP – Global Warming Potential) 28 vezes maior que o dióxido de carbono (IPCC, 2013). O tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) pode ser dado por duas principais rotas: a compostagem e a digestão anaeróbica (biometanização) - sendo a primeira mais adequada para menores escalas, e a segunda uma alternativa para escalas maiores que realiza recuperação energética com a produção controlada de biometano.

No Brasil ocorreram poucos avanços nas últimas décadas em relação a recuperação de resíduos recicláveis, com apenas 36,3% dos municípios apresentando serviço de coleta seletiva (SNIS, 2020) resultando em uma considerável parcela dos resíduos potencialmente recicláveis sendo enviados misturados à matéria orgânica e rejeitos para disposição final. A disposição final, nos melhores casos, é feita em Aterros Sanitários (AS), mas o Brasil ainda envia, por ano, 12.720.250 toneladas de resíduos para lixões e 16.727.950 toneladas para aterros controlados (ABRELPE, 2021), além de possuir centenas de passivos ambientais relacionados ao encerramento dessas áreas espalhados pelo país.

Em 2022 o governo brasileiro publicou a mais recente revisão do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), atualizando metas para o setor no horizonte até 2040. Dentre elas, foram definidas metas como a de recuperação de materiais recicláveis, do percentual da população com acesso à sistemas de coleta seletiva de resíduos secos e de massa total destinada para tratamento biológico.

Para superar este quadro, é necessário avaliar os benefícios técnicos da adoção de medidas para recuperação de RSU, justificando e incentivando os entes federativos a realizarem práticas mais sustentáveis econômica e ambientalmente. Diante desta motivação, o presente trabalho desenvolverá um estudo de caso do Consórcio Intermunicipal de Gestão de Resíduos Sólidos do Vale do Café (CONVALE), localizado no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. O CONVALE é composto pelos municípios de Barra do Piraí, Rio das Flores, Valença e Vassouras, que têm seus resíduos enviados ao Complexo de Tratamento e Destinação Final de Resíduos Sólidos de Vassouras (CTDR Vassouras), localizado no município de Vassouras.

O Aterro Sanitário do CTDR Vassouras teve suas operações iniciadas em maio 2016 e método de construção definido em projeto é de encosta com camadas sobrepostas, com previsão de 8 camadas de 5m de altura, com dimensões variadas e inclinação de taludes de 1:1. De acordo com os documentos oficiais apresentados ao órgão ambiental licenciador, o volume total de projeto do AS é de 2.261.323 m³.

Será analisado o aumento da vida útil do AS por meio da aplicação de diferentes cenários de metas de recuperação de recicláveis secos e matéria orgânica. Além disso, serão comparados também os potenciais de recuperação desses materiais para cada cenário a partir de indicadores propostos.

2. Metodologia

A primeira etapa do desenvolvimento deste trabalho consiste no levantamento de dados iniciais do aterro sanitário (AS) e dos municípios que o utilizam. Em seguida, serão definidos três cenários de gerenciamento, diferenciados quanto à destinação final. Cada cenário será estudado considerando metas progressivas de recuperação de resíduos de forma a obter-se a projeção da vida útil do aterro sanitário para cada caso. Por

fim, será desenvolvida uma análise comparativa quanto a eficiência dos cenários em recuperar resíduos e aumentar a vida útil do aterro sanitário.

2.1 Levantamento de dados iniciais

A fim de subsidiar os cálculos de vida útil do AS do CTDR Vassouras frente aos cenários propostos, serão necessários os seguintes dados: volume total do AS, volume ocupado ao longo do tempo de operação, população de projeto, taxa de geração de RSU per capita, grau de compactação e taxa de recobrimento, em percentual.

A população de projeto, os volumes total e ocupado do AS, o grau de compactação e a taxa de cobertura serão obtidos nos documentos oficiais apresentados pelo CONVALE aos órgãos ambientais responsáveis pelo licenciamento ambiental do AS. Os documentos apresentam as populações totais de projeto para os anos de 2010 a 2025, sem discretizar por município. Visando acompanhar o comportamento da vida útil do aterro para os anos seguintes, será feita a projeção desta população até o ano de 2041, de forma a manter o padrão de crescimento, considerando uma periodicidade mensal.

A taxa de geração per capita de RSU de cada município será obtida pelos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e pelo Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro (PERS-RJ) e, para fins de simplificação, será utilizada a média entre eles – valor que será considerado constante no tempo. A multiplicação desse valor pela população projetada mês a mês resultará na massa de RSU total gerada.

A partir da composição gravimétrica dos RSU do CONVALE – que apresenta os percentuais de matéria orgânica putrescível, materiais recicláveis e outros materiais – será obtido o total gerado para cada uma destas frações, uma vez calculada a massa de RSU gerada mês a mês.

2.2 Definição dos cenários

O Cenário 1 – Tendencial será o de referência, no qual são mantidas as tendências de evolução atual, sem alterações na forma de tratamento (inexistente) ou destinação final vigentes. O Cenário 2 – Factível terá como metas as definidas no PLANARES para a região sudeste do país. O Cenário 3 – Ideal apresentará metas mais otimistas que o Cenário 2, visando ampliar ainda mais a fração de resíduos recuperados por tratamento, sobretudo nos anos iniciais. A Tabela 1 apresenta as metas de recuperação em cada cenário para o período de 2022 a 2040.

Tabela 1. Metas de recuperação de RSU para os cenários projetados

META	2022	2024	2028	2032	2036	2040
CENÁRIO 1 - Tendencial						
Recuperação de materiais recicláveis secos	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Compostagem da fração orgânica dos RSU	0%	0%	0%	0%	0%	0%
CENÁRIO 2 - Factível						
Recuperação de materiais recicláveis secos	1,9%	6,6%	11,4%	16,2%	21,0%	25,8%
Compostagem da fração orgânica dos RSU	0%	3,6%	7,2%	10,8%	14,4%	18,1%
CENÁRIO 3 - Ideal						
Recuperação de materiais recicláveis secos	10,0%	15,0%	18,0%	22,0%	26,0%	29,0%
Compostagem da fração orgânica dos RSU	5,0%	8,0%	10,0%	15,0%	17,0%	23,0%

2.3 Cálculo da projeção da vida útil do Aterro Sanitário

A partir da informação do volume ocupado até uma determinada data e de sua diferença para o volume total do AS, será possível estimar o volume disponível para efetuar aterramento. Calculando-se a projeção da geração de RSU mês a mês (G_i , em t/mês) a partir desta data e aplicando o grau de compactação (C , em t/m³), a taxa de recobrimento (R , em %) e descontando-se os percentuais de recuperação de recicláveis secos ($M_{r,i}$) e de matéria orgânica putrescível ($M_{o,i}$), será possível obter o volume aterrado no mês (V_i , em m³/mês), conforme (1):

$$V_i = \frac{G_i * (1 - (M_{r,i} + M_{o,i}))}{C} * (1 + R) \quad (1)$$

O volume aterrado ($V_{a,i}$) acumulado ao longo tempo é dado por:

$$V_{a,i} = \sum_{i=0}^n V_i = \sum_{i=0}^n \frac{G_i}{C} * (1 + R) \quad (2)$$

O volume disponível no aterro ($V_{d,i}$) é calculado pela diferença entre o volume disponível para aterramento no tempo zero (V_0) e o volume aterrado acumulado ($V_{a,i}$).

$$V_{d,i} = V_0 - V_{a,i} \quad (3)$$

Tais cálculos são desenvolvidos variando o mês i até que o volume disponível chegue a zero (ou menos), indicando que não há mais volume disponível no aterro. O último mês com valor de $V_{d,i}$ positivo indica o momento de encerramento da vida útil do AS.

As modelagens serão feitas a partir de setembro de 2020, uma vez que é dessa data o dado mais recente obtido pelas autoras a respeito do volume disponível, tendo sido calculado em agosto de 2020 pelo CONVALE. No entanto, as metas de recuperação de RSU dos cenários apenas serão aplicadas a partir de janeiro de 2022, visando simular os impactos sobre a vida útil a partir do tempo presente da realização deste trabalho. A vida útil, portanto, consistirá no número de anos entre a data de início da operação e a data calculada em que não há mais volume disponível para aterramento.

3. Resultados

3.1 Dados iniciais de projeto

3.1.1 População de projeto

O projeto original do CTDR Vassouras apresenta as populações de projeto ano a ano entre 2010 e 2025, sendo a população inicial 207.318 habitantes e a população final 274.543 habitantes. Visando acompanhar o comportamento da vida útil do AS para os anos seguintes, foi feita a projeção populacional até o ano de 2041, de forma a manter o padrão de crescimento que graficamente, a partir dos dados originais, pôde-se observar que se aproxima de um crescimento linear do tipo $y=ax+b$. Dessa forma, a projeção para o ano de 2041 obtida foi de 350.234 habitantes.

3.1.2 Estimativa de geração de RSU

Para os valores de geração de RSU per capita foram utilizados dados do SNIS e do PERS-RJ e o cálculo da média desses valores resultou no valor de 0,71 kg/hab/dia.

Considerando as populações de projeto definidas no item anterior e multiplicando-as pela geração per capita média, estimou-se a geração de RSU. Para o ano de 2022 obteve-se 68.212,03 t/ano e, para 2041, chegou-se a 90.654,33 t/ano.

3.1.3 Características do Aterro Sanitário

Os parâmetros de compactação e recobrimento, obtidos nos documentos oficiais apresentados pelo CONVALE aos órgãos ambientais responsáveis pelo licenciamento ambiental do AS, são 0,7 t/m³ e 30%, respectivamente – valores mantidos constantes nos três cenários.

Sabendo-se que o volume total de projeto do AS é de 2.261.323 m³ e que até agosto de 2020 já havia sido ocupado 368.213 m³, estariam disponíveis para aterramento 1.893.110 m³ a partir dessa data.

3.2 Cálculo da vida útil nos Cenários 1, 2 e 3

Os três cenários foram modelados a partir de setembro de 2020, uma vez que é desta data o levantamento do volume ocupado no AS feito pelo CONVALE em 2021. Cabe ressaltar que optou-se que nos Cenários 2 e 3 inicie-se o atendimento às metas em 2022.

3.2.1 Cenário 1 – Tendencial

O Cenário 1 – Tendencial não possui metas de recuperação de resíduos, implicando no aterramento de 100% dos resíduos gerados pela população de projeto, conforme Tabela 1. Considerando que o volume disponível a partir de agosto de 2020 era de 1.893.110 m³, foi possível modelar o aterramento progressivo dos RSU a partir dos valores obtidos no item 3.1.2. Assim, vida útil do AS do CTDR Vassouras encerra-se em abril de 2035 no Cenário 1. Na Figura 1 apresenta-se as projeções de volume e massa de RSU aterrado ao longo do período da análise para esse cenário.

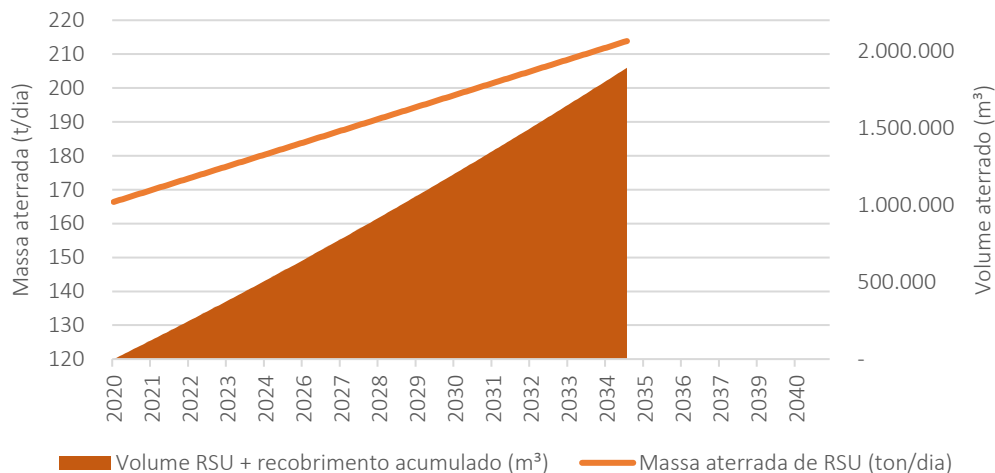


Figura 1. Projeções do volume e massa de RSU aterrado no Cenário 1 - Tendencial a partir de 2020 até o final de sua vida útil

3.2.2 Cenário 2 – Factível

Para o Cenário 2 – Factível foram adotadas as metas do PLANARES, 2022 para recuperação de materiais recicláveis e de matéria orgânica putrescível. Desta forma, a vida útil do aterro sanitário do CTDR Vassouras no Cenário 2 encerra-se em novembro de 2036, conforme pode ser observado pela Figura 2.

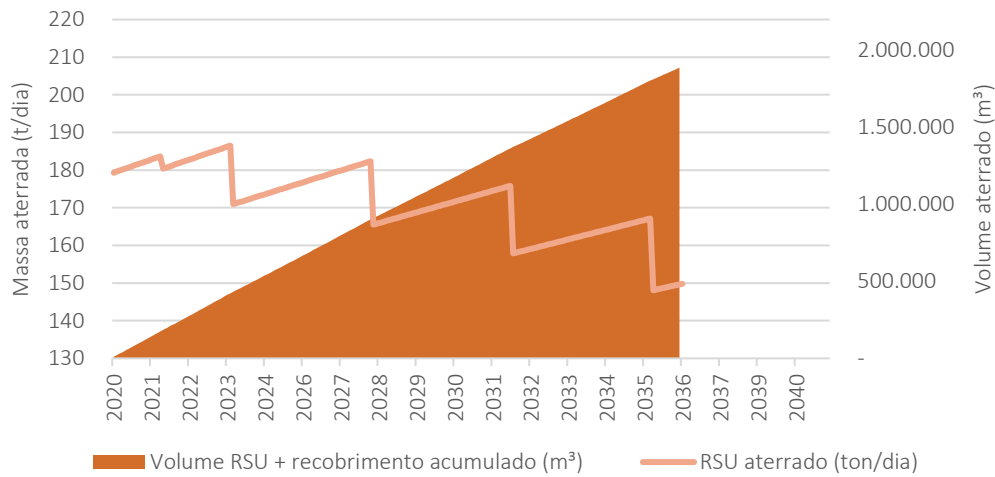


Figura 2. Projeções do volume e massa de RSU aterrado no Cenário 2 – Factível a partir de 2020 até o final de sua vida útil

Observando o comportamento do gráfico da massa de RSU aterrada é possível notar o impacto das metas de recuperação na redução deste quantitativo ao longo do tempo – chegando, inclusive, a um patamar menor em 2036 do que em 2020. Devido ao crescimento populacional, a curva de massa aterrada tende a ser crescente no tempo. Porém, com a aplicação das metas de recuperação de recicláveis e de matéria orgânica, alteradas a cada 4 anos, ocorre um efeito de amortecimento do tipo ‘escada’, conforme também evidenciado no gráfico da Figura 2.

3.2.3 Cenário 3 – Ideal

Para o Cenário 3 – Ideal foram adotadas metas mais ambiciosas que as definidas no Cenário 2 – Factível para recuperação de materiais recicláveis e de matéria orgânica putrescível. Desta forma, a vida útil do aterro sanitário do CTRD Vassouras no Cenário 3 encerra-se em maio de 2039. No gráfico da Figura 3 tem-se as projeções do volume e massa aterrados a partir de 2020 até o final da vida útil.

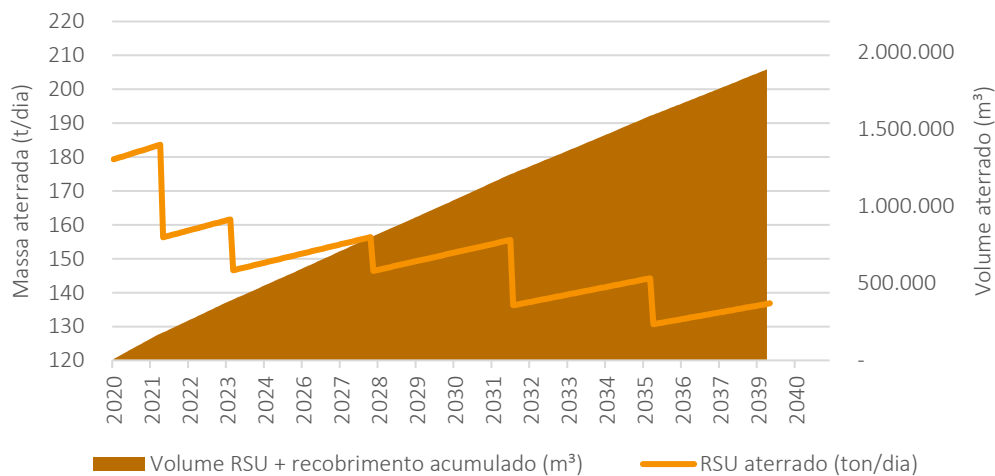


Figura 3. Projeções do volume e massa de RSU aterrado no Cenário 3 – Ideal a partir de 2020 até o final de sua vida útil

Observando o comportamento do gráfico da massa de RSU aterrada é possível notar o impacto das metas de recuperação na redução deste quantitativo ao longo do tempo – chegando, inclusive, a um patamar acentuadamente menor em 2039 do que em 2020. Devido ao crescimento populacional, a curva de massa

aterrada tende a ser crescente no tempo. Porém, com a aplicação das metas de recuperação de recicláveis e de matéria orgânica, alteradas a cada 4 anos, ocorre um efeito de amortecimento do tipo ‘escada’.

4. Discussão

Conforme mencionado anteriormente, os parâmetros operacionais do aterro sanitário adotados – grau de compactação e recobrimento – foram conservadores, podendo a sobrevida do aterro sanitário vir a ser ainda maior caso a operação execute a compactação de maneira mais intensiva e/ou com um recobrimento menor. A taxa de geração de RSU per capita também se configura como uma simplificação da modelagem dos cenários, uma vez que foi considerada constante e obtida por fontes secundárias.

O Cenário 1 - Tendencial é modelado mantendo as condições atuais de operação, sem medidas de recuperação de RSU, obtendo-se uma vida útil de 18,9 anos. O Cenário 2 - Factível, construído com base no atendimento às metas do PLANARES, obteve uma vida útil de 20,5 anos, recuperando até 35% dos RSU. O Cenário 3 - Ideal, cujas metas eram ligeiramente mais ambiciosas que o Cenário 2, apresentou 23,0 anos de vida útil com até 43% do total de RSU sendo recuperado.

Cumulativamente, o Cenário 2 recupera um total de 125.301 toneladas de materiais recicláveis secos, enquanto no Cenário 3 deixam de ser aterradas 259.412 toneladas dessa fração. Quanto à matéria orgânica, são recuperadas 78.591 toneladas de matéria orgânica putrescível no Cenário 2, frente a 158.907 toneladas no Cenário 3.

O Cenário 3, portanto, é o que apresenta os melhores resultados – apresentando um ganho de 4,1 anos na vida útil do aterro sanitário em relação ao Cenário 1. Cabe destacar que os cenários 2 e 3 consideraram o início das ações de recuperação de RSU em 2022, ou seja, cerca de 6 anos após o início da operação do aterro sanitário do CTDR Vassouras. Estima-se que, caso estas ações fossem executadas desde o começo da operação do CTDR Vassouras, o prolongamento da vida útil seria ainda maior.

5. Conclusões

O presente estudo de caso do CONVALE evidenciou que a adoção de medidas para recuperação de matéria orgânica e de materiais recicláveis pode ser uma estratégia a ser adotada visando o aumento da vida útil de seu aterro sanitário.

O estudo da vida útil do Aterro Sanitário do CTDR Vassouras no Cenário 1 - Tendencial indica que esta encerra-se em abril de 2035. Comparando-se a este cenário, o Cenário 2 – Factível, construído com base no atendimento às metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES) obteve um aumento de 1,6 anos na vida útil do aterro sanitário do CTDR Vassouras. O Cenário 3 – Ideal, cujas metas eram ligeiramente mais ambiciosas que as do Cenário 2, apresentou um aumento de 4,1 anos na vida útil. Observa-se, portanto, que as metas do PLANARES não foram suficientes para impactar significativamente a vida útil do aterro sanitário do CTDR Vassouras.

Quanto aos expressivos valores de toneladas de materiais recicláveis secos recuperados cumulativamente nos cenários 2 e 3, destaca-se que esses podem ser reintroduzidos na cadeia produtiva, valorizando-os e pondo em prática ações alinhadas com a Economia Circular. Quanto à fração orgânica, ao ser desviada do aterro sanitário e beneficiada por meio do tratamento biológico, contribui para a redução das emissões de gases de efeito estufa, além de gerar valor por meio do composto produzido, que pode ser usado na agricultura ou na recuperação de áreas degradadas.

Diante do exposto, observa-se que o trabalho cumpriu com seus objetivos ao propor cenários alternativos para a recuperação de resíduos sólidos urbanos no âmbito do Consórcio Intermunicipal do Vale do Café (CONVALE) que demonstraram potencial de aumento na vida útil do aterro sanitário.

A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos pressupõe uma vasta gama de ações e serviços articulados para a garantia de sua eficiência. Sabe-se, portanto, que este trabalho não esgota a análise de alternativas

para aprimoramento da vida útil do aterro sanitário do Complexo de Tratamento e Destinação Final de Resíduos Sólidos de Vassouras (CTDR Vassouras).

Visando aprofundamento do estudo dessas medidas para aumento da vida útil do aterro sanitário frente aos cenários propostos, recomenda-se a avaliação detalhada da infraestrutura já existente no CTDR Vassouras para apoio à coleta seletiva, triagem e compostagem. Recomenda-se a observância de indicadores de desempenho da disposição final, especialmente no que tange a operação do aterro sanitário, visando acompanhar os aspectos relacionados principalmente à compactação, impermeabilização, recobrimento e drenagem.

Referências

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2021. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2021.

BRASIL, 2010. Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília.

BRASIL, 2020. Lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Brasília.

COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro, 2021. Caracterização Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos dos Municípios de Barra do Piraí, Vassouras, Valença e Rio das Flores.

Concessionária Vale do Café, 2021. Relatório de Vida Útil do CTDR Vassouras (Consórcio Vale do Café).

Cunha, C. E. (2019). Proposta de Índice de Sustentabilidade Operacional de Aterros. Rio de Janeiro, Brasil: UERJ.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2019. FAO Framework for the Urban Food Agenda. Roma.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/> (acesso em 11/12/2021)

INEA - Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro, 2013. Parecer Técnico de Averbação de LO. N° GELANI-AVB-0057/2016 - Processo N°: E-07/002.03789/2013.

INEA - Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro, 2021a. Relatório de Vistoria - GELANIRVT 147/21. Processo E-07/508.674/2011.

INEA - Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro, 2021b. Relatório de Vistoria - GELANIRVT 731/21. Proc. N°: E-07/002.3789/2013.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. 5º Relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas.

Loureiro, S. M., 2005. Índice de Qualidade no Sistema de Gestão Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos - IQS, Dissertação de Mestrado. COPPE/UFRJ.

PERS - Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro. 2013. Relatório Síntese. Rio de Janeiro.

PLANARES - Plano Nacional de Resíduos Sólidos, 2022. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Brasília, Distrito Federal.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2020. <http://www.snis.gov.br/> (acesso em 21/12/2021)

ANÁLISIS DE LA UBICACIÓN ÓPTIMA DE UN RELLENO SANITARIO A TRAVÉS DE UNA METODOLOGÍA MULTICRITERIO, EN EL MUNICIPIO DE LEÓN, GUANAJUATO, MÉXICO.

González Bravo, Miguel Enrique¹; Lomeli García, Adolfo Israel^{1*}

¹Dirección General de Medio Ambiente, León, Guanajuato, México.

[*adolfo.lomeli@leon.gob.mx](mailto:adolfo.lomeli@leon.gob.mx)

Resumen

De acuerdo con el programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos, el municipio de León genera 1,082.93 t/día de residuos sólidos urbanos, teniendo una generación per cápita de 0.68 kg/hab/día. Siendo el mayor generador de 46 municipios dentro Estado de Guanajuato. Considerando este dato y otras variables como centros de población, red hidrográfica, carreteras y caminos, entre otras. Con ello la importancia de un análisis de ubicación óptima para la construcción y operación de un relleno sanitario mediante una metodología multicriterio. Para el uso de la metodología de análisis multicriterio se recopiló información correspondiente a cada variable de interés, la cual se adecuó (extensión) a la zona de interés, se le dio un geoprocesamiento para su conversión a formato raster. Se consideraron las distancias de cada variable hacia un origen cercano a través de la herramienta **Euclidean Distance**. Observando que existen zonas aptas, diferentes para cada una de las variables y esto está determinado a las condiciones a las que fueron sometidas cada una de ellas, con ello se obtuvieron diversas zonas aptas para la ubicación de un relleno sanitario analizando las variables en cuestión. A través del análisis de cada variable y las condiciones establecidas, observamos que, en el municipio de León, son pocas las áreas aptas para la ubicación de un relleno sanitario, sin embargo, hay que considerar que los criterios para cada una de estas variables y otras a considerar, son tomadas según lo que dictamine los reglamentos correspondientes, en el caso de que no se haga referencia a alguna variable, los criterios a tomar dependerán de la expertís del analista.

Palabras clave: Metodología multicriterio, relleno sanitario, sistemas de información geográfica.

1. Introducción

En México, se estima una generación de 120,128 t/día de residuos sólidos urbanos (RSU) y una cantidad de 83,352 kg de estos, son depositados en tiraderos ilegales o clandestinos, lo cual provoca una serie de impactos negativos a la sociedad y al medio ambiente (SEMARNAT, 2020).

Las cantidades de generación de los RSU, esta asociada directamente a las actividades antropogénicas, las cuales, son cada vez mayores y resultado de varios factores como el crecimiento poblacional y la industria. Lo cual, la gestión integral de los residuos sólidos urbanos, se vuelve una parte fundamental para las autoridades municipales.

El estado de Guanajuato, México, esta conformado por 46 municipios, para el presente trabajo, se determinó el municipio de León, Guanajuato por sus características de población, superficie y representatividad dentro del estado, siendo este el mayor de los municipios.

De acuerdo con el censo del Inegi en el año (2020) el municipio de León, Guanajuato, tiene una población de 1,728.215 habitantes y de acuerdo con el programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos en el municipio de León, se genera aproximadamente 1,082.93 t/día de RSU, teniendo una generación per cápita de 0.68 kg/hab/día (DGMA, 2020).

Con datos del Instituto Municipal de Planeación (2020) el municipio cuenta con 128,217 ha de superficie, lo que representa el 4.2 % del territorio estatal. Es el sexto municipio con mayor superficie y el de mayor población, así mismo cuenta con 691 localidades, 8 urbanas y 683 rurales. En las localidades urbanas se concentra el 93.5 % de la población municipal, siendo León de los Aldama la localidad urbana más poblada con 1,238,962 habitantes; el 6.5% restante se distribuye en 683 localidades rurales (INEGI, 2020).

Con la realización de este trabajo, se identificaron factores relevantes que interactúan entre si para el desarrollo óptimo de la ubicación para un relleno sanitario, así como un análisis de cada variable considerada y su relevancia para su posterior evaluación y determinación del sitio apropiado para la implementación del relleno sanitario, finalmente la realización del mapa de ubicación del relleno sanitario bajo condiciones óptimas.

2. Metodología

2.1 Análisis de consideraciones de factores

Para el presente trabajo se considerarán factores que tienen una implicación directa en el desarrollo de la metodología multicriterio, así mismo, las condiciones fueron determinadas en base a la legislación vigente aplicable.

Tabla 1. Condiciones de los factores determinados.

Factor	Condición
Centros poblados	1000 m de distancia
Conectividad de carreteras y caminos	No mayor a 500 m de distancia
Cuerpos de agua	1000 m de distancia
ANP'S, zonas de conservación y zonas arqueológicas	1000 m de distancia
Topografía	Pendiente no mayor a 15%
Fallas geológicas	500 m de distancia

Factor 1: centros poblados: Debido al manejo mismo de los residuos sólidos, el relleno sanitario puede representar una afectación a la calidad de vida, por tanto, se vuelve importante considerar a los centros poblados, considerando una distancia prudente.

Factor 2: Conectividad de carreteras y caminos: Por el gran volumen que se maneja de residuos es indispensable considerar la conectividad de la red vial, considerando tanto, carreteras, calle, caminos y brechas, para analizar la accesibilidad.

Factor 3: Cuerpos de agua: Debido a ser un sitio de disposición final de residuos, toma importancia las afectaciones que esto puede producir, es por ello que se considera la red hidrográfica, para prever afectaciones a las fuentes y cuerpos de agua

Factor 4: ANPS, Zonas de conservación y zonas arqueológicas: Existen sitios que impiden cambiar el uso de suelo y algunos otros que las normas dictan consideraciones especiales, tal es el caso como las ANPS, zonas de conservación y zonas arqueológicas, por tanto, son sitio los cuales se debe de considerar excluir para su conservación.

Factor 5: Topografía: La configuración del terreno es un factor que aporta sentido a la accesibilidad y factibilidad, ya que es importante para determinar un sitio apto, el cual sea viable el desarrollo de un relleno por las condiciones del relieve.

Factor 6: Fallas geológicas: Es importante para la seguridad y operatividad el considerar aquellas fallas geológicas existentes dentro del territorio estudiado, esto para prever sitios de riesgo.

2.2 Procesamiento

La información correspondiente a los factores se tiene disponible en portales oficiales de dependencias confiables, esta información se encuentra disponible en formatos compatibles con sistemas de información geográfica, lo cual será de gran utilidad para su análisis a través de una metodología multicriterio. Por tanto, se dará para cada uno de los factores un procesamiento para adecuarlos y tener capas compatibles, ya que para el uso de la calculadora raster es necesario estén en formato raster, ya determinando sus condiciones, a estas capas les llamaremos variables.

Para las capas de centros poblados, red vial, cuerpos de agua y fallas, la condición determinante es la distancia, para lo cual se utilizará la herramienta de distancia euclidiana (euclidean distance) para relacionar cada celda con un origen o un conjunto de orígenes basándose en las distancias de la línea recta, es decir, nos da la distancia desde cada celda hasta el origen más cercano.

Para la capa de áreas naturales protegidas y zonas arqueológicas, se realizó un recorte, ya que la extensión excedía los límites de nuestra área de estudio, posteriormente a esto se agregó un nuevo campo a la tabla de atributos, en este campo se le asignó un valor de 0 a todos aquellos polígonos que pertenecieran a una clasificación de área natural protegida, áreas de conservación y zonas arqueológicas, y un valor de 1 al resto de los polígonos pertenecientes a una clasificación diferente, para posteriormente convertir a un formato raster utilizando el nuevo campo como referencia.

Para la variable pendiente se utilizó la herramienta de slope, utilizando como principal insumo un modelo digital de elevaciones, para determinar la pendiente o inclinación de cada celda raster.

Una vez realizado el tratamiento de nuestros factores a variables se procede a utilizar la herramienta de calculadora raster, con la cual se asignaron las condiciones elegidas a cada variable (vea tabla 1) para obtener capas con dos valores, 0 y 1, donde:

- 0 -----> La celda no cumple con la condición y por lo cual se considera como no apto.
- 1 -----> La celda cumple con la condición, se considera como apto.

2.3 Ecuaciones

Una vez se obtengan los resultados de aplicar las condiciones a las variables, se procede a realizar el análisis multicriterio utilizando de igual manera la herramienta de calculadora raster, en la cual aplicares la siguiente fórmula para el análisis de las capas:

$$\text{variable1} * \text{variable2} * \text{variable3} * \text{variable4} * \text{variable5} * \text{variable 6} \quad (1)$$

2.3.1. Mecanismos de procesamiento de las variables.

El procesamiento de cada una de las variables, se realizó siguiendo el proceso establecido en la figura 1.



Figura 1. Diagrama de flujo del procesamiento de las variables

3. Resultados

Cada una de las variables mostro tanto zonas aptas como no aptas, para posteriormente aplicar un análisis multicriterio, devolviendo todas aquellas zonas aptas y no aptas considerando todas las variables en conjunto. Dando como resultado un mapa de aptitud, en el cual observamos que toda la zona centro y norte del municipio no es apto para el desarrollo de un relleno sanitario, sin embargo, en la parte sur del municipio si presenta zonas aptas, las cuales están dispersas entre sí.

En la variable de centro poblados, observamos que en su mayoría el área no apta se encuentra en el centro y sur del municipio, mostrando a la zona norte como las más apta, sin embargo, en variables como áreas naturales protegidas ocurre todo lo contrario.

En conectividad por caminos y carreteras el municipio de León tiene una buena cobertura, por lo cual son muy pocas las zonas no aptas, mientras que en la variable de cuerpos de agua se observa que la mayor cantidad de zonas no aptas se encuentra en la parte norte del municipio.

Para la variable de topografía observamos que evidentemente las zonas no aptas se presentan en la parte norte del municipio, en el área natural protegida *sierra de lobos*, ya que se presentan pendientes mayores a un 15%.

Por último, en la variable de fallas y fracturas, las zonas no aptas son menores, teniendo la de mayor longitud en la zona norte, dentro del área natural protegida *Sierra de lobos*, mientras que las demás se encuentran alrededor del perímetro del municipio.

En la figura 2, se puede observar las ubicaciones con las condiciones optimas de acuerdo a cada variable analizada.

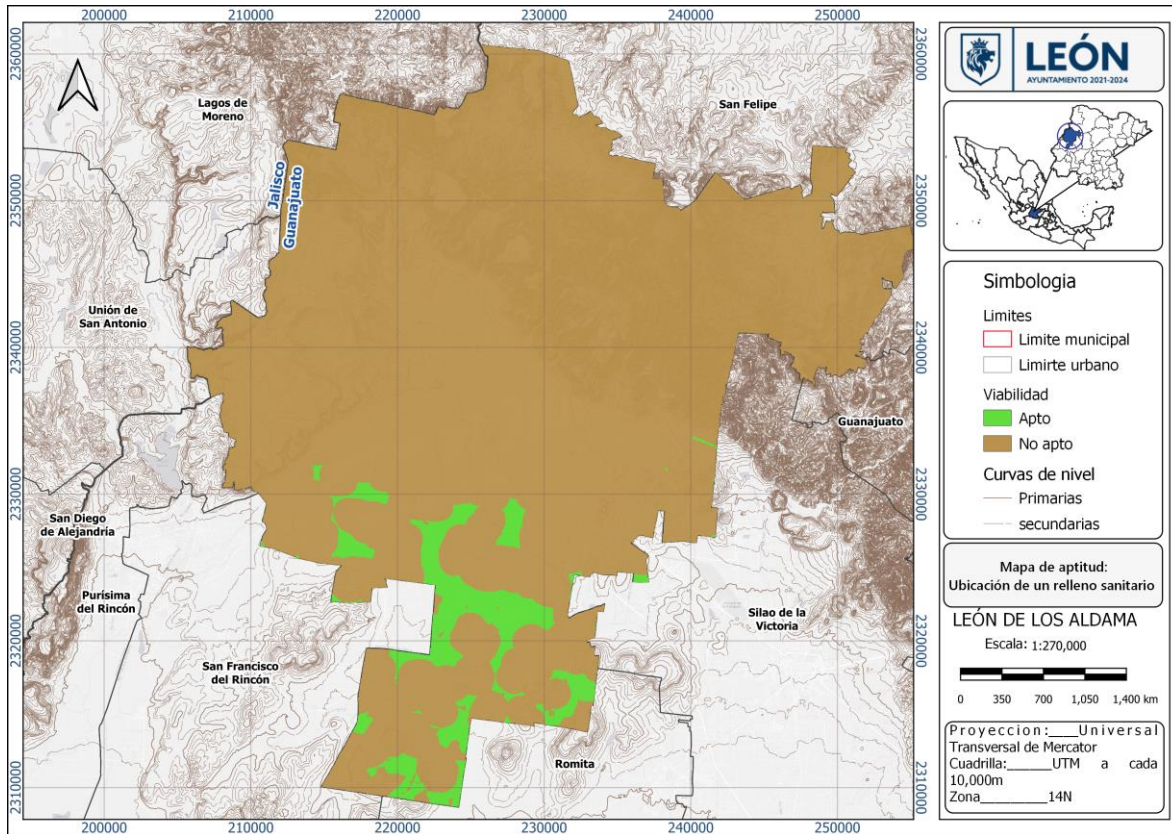


Figura 2. Mapa de aptitud de posibles ubicaciones óptimas

Algunas de las consideraciones especiales a tener en cuenta, es la geología, ya que las zonas aptas ubicadas en la zona sur, se encuentran dentro de una llanura aluvial, lo cual es de ayuda para desarrollar las actividades que se llevan en esta zona (agricultura), por tanto, es vital considerar la geología del lugar, y tomar en cuenta aplicar un proceso de preparación del suelo, para adecuarlo, si fuera el caso.

4. Conclusiones

El presente trabajo se realizó considerando 6 variables, preparando cada una de las capas obtenidas (de geoportales con calidad de información confiable), para el contexto y escala del trabajo, hay que considerar que los criterios para cada una de estas variables y otras a considerar, son tomas según la legislación vigente aplicable, en el caso de que no se haga referencia a alguna variable, los criterios a tomar dependerán de la expertis del analista.

Las variables se consideraron por la importancia que estos reflejan para el estudio, sin embargo, se pueden considerar otros factores, con la finalidad de aumentar la precisión y que sea más claro y útil para el personal responsable y de acuerdo a las necesidades locales.

A través del análisis de cada una de las variables y las condiciones establecidas, observamos que en el municipio de León por sus condiciones y dinámica de actividades, son pocas las áreas aptas para la ubicación de un relleno sanitario, sin embargo esto no significa que sean las más óptimas, ya que como se pudo observar en la geología, este suelo es de tipo aluvial por lo cual no es el más ideal, por tanto se tendría que considerar llevar a cabo los debidos procesos para la preparación del suelo.

Agradecimientos

Se agradece a Mastergis por la aportación del curso ArcGis aplicado al Medio Ambiente, así como al municipio de León por brindar el apoyo para la capacitación.

Referencias

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf> (acceso 27/12/2022)

Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI (2020). Marco Geo-estadístico. <https://inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>. (acceso 27/12/2022)

Dirección General de Medio Ambiente, DGMA (2020). Programa para la Prevención y Gestión Integral de los residuos sólidos en el municipio de León. <https://www.leon.gob.mx/medioambiente/micrositio.php?m=14>. (acceso 28/12/2022)

Ayuda de Arcgis: <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/understanding-euclidean-distance-analysis.htm>

DETERMINACIÓN DE PUNTOS CALIENTES MEDIANTE TELEDETECCION SATELITAL CASO: RELLENO SANITARIO PARQUE AMBIENTAL LOS POCITOS

Eljaiek-Urzola, Mónica^{1*}; Escobar-Pérez, Elsa¹; García-Pérez, Gustavo¹

¹Grupo de Investigación Modelación Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, Colombia

*meljaieku@unicartagena.edu.co

Resumen

La mayoría de rellenos sufren incendios superficiales o subterráneos durante su período de funcionamiento debido a la gran variedad de materiales recolectados, así como los procesos suscitados por la descomposición de la porción orgánica de los mismos. Para prevenir los incendios es necesario eliminar la infiltración de oxígeno/aire, monitorear las condiciones del sitio y monitorear regularmente la temperatura y el oxígeno en pozos de extracción. Con los sistemas de monitoreo tradicionales se pueden presentar retrasos en la identificación de incendios y falsas alarmas, además de tener costos iniciales elevados y requerir esfuerzos sustanciales de mantenimiento. Por lo anterior, han surgido otras tecnologías en la prevención de incendios, como es el caso de la teledetección. El objetivo de este estudio fue determinar mediante el uso de la teledetección satelital, los puntos críticos de temperatura (áreas calientes) en el relleno sanitario parque ambiental los pocitos de la ciudad de Barranquilla (Colombia), para lo cual se utilizaron imágenes satelitales de Landsat 8 y 9, obteniendo mapas multitemporales de distribución de la temperatura. Producto de este estudio se pudo identificar los años 2016 y 2014 fueron aquellos donde el Relleno Sanitario manifestó los mayores promedios de temperaturas, con magnitudes de 33.21 y 33.12 °C respectivamente. Por otra parte, el periodo que multianualmente presentó el mayor promedio de temperaturas máximas fue el conformado por el trimestre de los meses enero-febrero-marzo, con 33 °C, periodo que corresponde a la temporada seca. Las “áreas calientes” se concentran principalmente en las zonas de disposición de residuos.

Palabras clave: Teledetección; Puntos calientes; Relleno sanitario.

1. Introducción

Los residuos sólidos dispuestos en rellenos sanitarios suelen estar sujetos a reacciones bioquímicas que conducen a la degradación de la fracción orgánica que existe en ellos y como resultado del proceso de biodegradación se genera biogás. Dado que los procesos de generación de biogás dentro de los rellenos sanitarios son de carácter exotérmico, el calor es un subproducto primario del proceso y esto hace que la temperatura de la matriz de desechos sólidos pueda variar de 20 ° C a 90 ° C, temperaturas que son más altas que la temperatura ambiente del aire en las proximidades del relleno sanitario (Abu Qdais y Shatnawi, 2019).

Al hablar específicamente del relleno sanitario “Parque ambiental Los Pocitos”, es importante mencionar que durante su periodo operativo éste ha sufrido algunos incendios (Superservicios, 2019). Según el Plan de Emergencias y Contingencias (PEC) del servicio público de ASEO, esta es una de las principales amenazas identificadas, por lo cual ha sido necesario establecer una evaluación de vulnerabilidad física, operacional, institucional, técnica, económica y ambiental de la misma (Superservicios, 2019).

Este relleno se ubica a 13,5 km de Barranquilla sobre la vía a Juan Mina – Tubará en las coordenadas 10.933889°N y -74.924144° Oeste. El área del es de 135,5 hectáreas, en donde 75,15 están destinadas a la disposición final, 29,87 son para preservación ambiental y 30,57 se usarán para la construcción de obras (Superservicios, 2019).

En Los Pocitos se llevan a cabo monitoreos periódicos de calidad del agua, lixiviados y gases. Se realizan monitoreos de biogás por medio de 158 chimeneas instaladas, a partir de las cuales se obtienen datos de temperatura (Superservicios, 2019). Los ensayos realizados en los rellenos sanitarios son complejos, requieren un tiempo extenso de análisis y equipos específicos (Cobo et al., 2008), por lo que la implementación de la percepción remota satelital, o teledetección satelital, cómo una alternativa de monitoreo complementaria de la variación de la temperatura superficial, permitiría aminorar estas dificultades, y reducir los costos relacionados al monitoreo convencional.

La teledetección satelital permite adquirir información de la superficie terrestre a partir sensores instalados en plataformas espaciales. El uso de la teledetección satelital engloba un gran número de ciencias, tales como Geografía, Biología, Geología, Agronomía, Oceanografía y arqueología, en las cuales se demanda el tratamiento de imágenes satelitales; Su uso multidisciplinar y generalizado responde a los buenos resultados arrojados en la estimación de distintos parámetros, llegando a ser una herramienta muy útil y productiva (Devlin et al., 2015).

El objetivo principal de esta investigación fue determinar la ubicación de las áreas y puntos del relleno sanitario dónde a lo largo de los años se han presentado las mayores temperaturas superficiales; Puntos y áreas que deben ser especialmente monitoreados. A partir del análisis multitemporal de la temperatura, se buscó relacionar su variación con la ubicación de las celdas de disposición de residuos a través de los años y con las condiciones meteorológicas del sitio. Este estudio permite comprender el comportamiento de la temperatura a lo largo del tiempo, sus patrones de tendencia, y la manera en que la temperatura es influenciada por otras variables. Todo lo anterior para contribuir con la gestión del sitio por parte de los responsables, en la elaboración e implementación de planes de manejo y mecanismos de monitoreo utilizando las herramientas de teledetección, previniendo así posibles incendios y las consecuencias asociadas a estos.

2. Metodología

El estudio se desarrolló en las fases que se muestran esquemáticamente en la Figura 1.

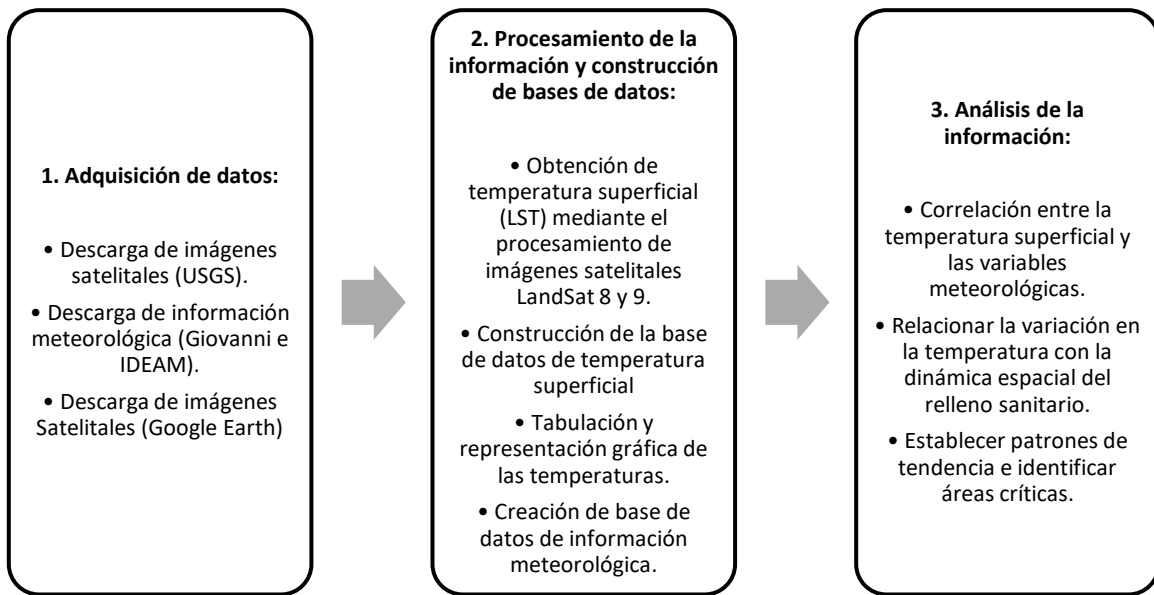


Figura 1. Esquema metodológico

La adquisición de las imágenes generadas por el satélite Landsat 8 y 9, para el intervalo de tiempo previsto se realizó de forma libre a través de la plataforma Earth Explorer, portal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS).

Los datos correspondientes a la precipitación se obtuvieron a partir de los registros del catálogo nacional de estaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

Se hizo uso de la plataforma *Google Earth* para visualizar y recopilar imágenes satelitales dónde fuese posible reconstruir la dinámica de llenado del relleno sanitario entre los años 2013 y 2022. Mediante inspección visual, se seleccionaron aquellas imágenes que debido a cobertura de nubosidad favorable y poca o nula distorsión en su captura, permitiesen apreciar mejor la *dinámica espacial*.

Para la estimación de la temperatura superficial se utilizó la metodología propuesta por Avdan y Jovanovska (2016), la cual se resume en la Figura 2.

AÑOS	TEMPERATURA (C°)																	
	JULIO			AGOSTO			SEPTIEMBRE			OCTUBRE			NOVIEMBRE			DICIEMBRE		
	MIN.	MED.	MAX.	MIN.	MED.	MAX.	MIN.	MED.	MAX.	MIN.	MED.	MAX.	MIN.	MED.	MAX.	MIN.	MED.	MAX.
2013				19.13	23.47	31.22							21.56	26.30	31.40	26.76	29.10	33.25
2014	27.70	30.29	33.44	19.50	24.65	30.32	25.37	27.47	32.94				23.21	25.13	30.24	27.13	29.76	35.50
2015	23.98	26.17	29.34	28.26	30.65	34.09	19.05	24.58	29.15				25.49	27.85	31.76	27.48	29.75	33.99
2016																		
2017	22.85	25.46	29.04													27.34	29.39	33.21
2018				23.88	26.57	30.03										26.84	29.47	34.15
2019	26.80	29.58	33.76										22.86	26.32	30.29			
2020	23.61	25.42	29.25				23.30	24.29	26.35									
2021	21.20	26.12	30.71							22.00	25.07	28.76				25.13	26.94	30.71
2022																		

A partir del análisis de magnitudes se concluye que valores máximos de temperatura superficial procesados varían entre 26.35°C y 37.75 °C; El máximo valor procesado de 37.75° C corresponde al mes de marzo del año 2014; Los máximos promedios anuales de temperatura se presentaron en los años 2016 y 2014 con magnitudes de 33.21 y 33.12 °C. El periodo dónde se presenta la máxima temperatura superficial corresponde al trimestre conformado por los meses de febrero, marzo y abril del año 2014 cuya magnitud promedio fue de 35.54 °C; Estos meses corresponden a la temporada seca en la zona (IDEAM, 2022). De acuerdo con del IDEAM (2022) este trimestre se encuentra dentro del rango mensual de diciembre – abril dónde se producen las temperaturas ambientales máximas de entre 35 y 39 °C en cercanías del Aeropuerto Ernesto Cortizos, a menos de 20 kilómetros del relleno sanitario.

3.2 Distribución de áreas y puntos calientes

La clasificación interna de las áreas del “Parque Ambiental Los Pocitos” se muestra en la Figura 3. Las zonas A1, A2 y A3 corresponden a las zonas destinadas para la disposición de residuos y las Zonas ZODME 1 y 2 corresponden a las zonas de disposición de material de excavación sobrante.

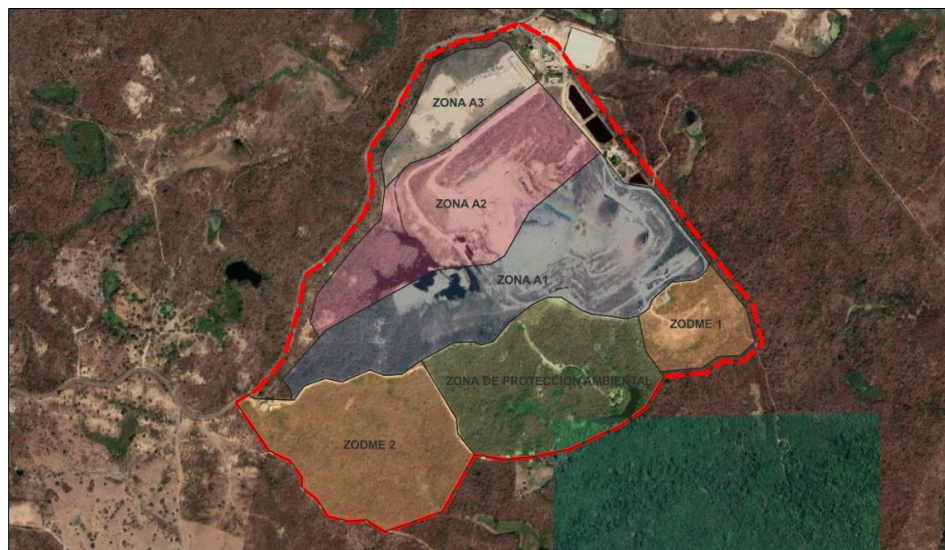


Figura 3. Zonificación interna del relleno sanitario “Parque Ambiental Los Pocitos”.

En la Figura 4 se presenta un resumen de la variación a través del tiempo de las áreas calientes en función de la zonificación interna del relleno sanitario. Se observó que mayoritariamente las áreas calientes están

formadas simultáneamente por áreas en la ZONA 1 y 2 (46 Imágenes procesadas, 77.97% de los casos). La influencia de estas dos zonas en la conformación de las áreas calientes radica a la concepción de las mismas, dado que hacen parte de las 75.15 hectáreas destinadas a la disposición de residuos.

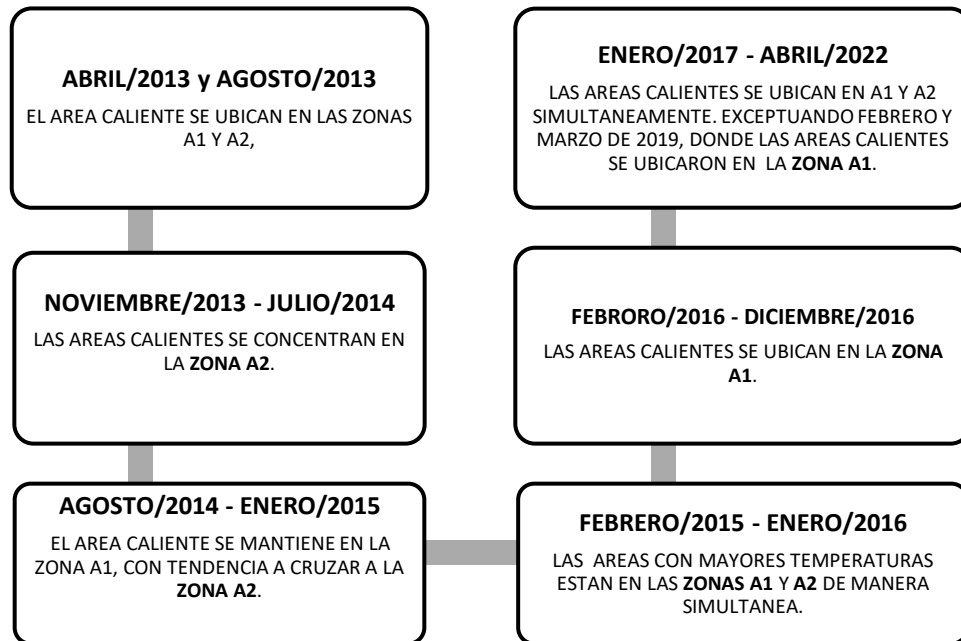


Figura 4. Esquema con variación en la ubicación de las áreas calientes a través del tiempo.

En términos generales, las áreas calientes se ubicaron en zonas destinadas a la disposición de residuos donde se realizan movimientos de tierra. En un 55.93% de los casos la ubicación del punto caliente se encontró dentro de la Zona A1; En el 44,07% de los casos restante el punto caliente se ubicó en la Zona A2 (Figura 5). En la Figura 5 se puede observar el punto rojo, el cual representa el punto caliente con mayor temperatura y con mayor frecuencia en el tiempo, convirtiéndose en el punto caliente más relevante del relleno Parque Ambiental Los Pocitos.

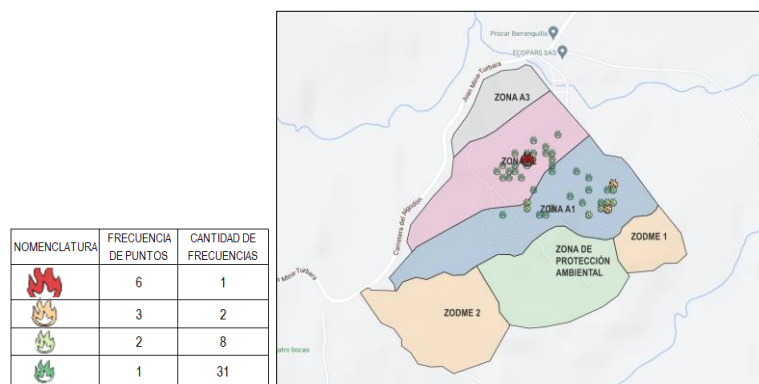


Figura 5. Puntos Calientes “Parque Ambiental Los Pocitos”.

El aumento de temperatura para la generación de las áreas calientes tiene cierto rezago respecto al cambio de la ubicación de la celda donde se depositan los residuos. Esta situación se atribuye principalmente a que el cambio del sitio de disposición no hace que el proceso de degradación de la materia orgánica en la ubicación anterior se detenga. Según Musilli, A. (2016), el aumento de las temperaturas se puede detectar días o meses después de la colocación de los residuos en el vertedero, en algunos casos se han observado

temperaturas máximas para los residuos colocados desde menos de 1 año hasta 8 a 10 años. Las tendencias de aumento de la temperatura a corto plazo se deben a la descomposición aeróbica, que se presenta con durante la colocación de los desechos.

La información de temperatura superficial de cada píxel dentro del área del relleno sanitario junto con la clasificación de la temperatura en cinco (5) intervalos ($Lst < 20$, $20 \leq Lst < 25$, $25 \leq Lst < 30$, $30 \leq Lst < 35$ y $35 \leq Lst$) permitió establecer una relación entre las áreas y su temperatura, para cada mes multianualmente. A partir de esta información es posible afirmar que en promedio el 59.93% del área del relleno predominó una temperatura de entre los 25 y 30 °C, resultado esperado dado que la temperatura media en la zona es de 27.4 °C (IDEAM, 2022), y a que la mayor parte del área del relleno aún no ha sido utilizada para la disposición final de residuos.

De acuerdo con Hu & Xia (2017) y a los resultados del análisis, el 99,6% del área del relleno sanitario, puede ser clasificada como zona de bajo riesgo de autocombustión, puesto que ese porcentaje corresponde al área con temperaturas menores a 35°C.

De acuerdo con el comportamiento de las temperaturas superficiales promedio más altas ($Lst \geq 30^\circ\text{C}$), se pudo observar que el porcentaje del área perteneciente a este intervalo aumenta para los meses comprendidos entre diciembre y mayo, disminuyendo en los meses comprendidos entre junio y noviembre, datos que en su mayoría coinciden con la época húmeda (entre abril y noviembre) y la época seca (entre diciembre y marzo). Se observa además una disminución total de ese intervalo de temperatura en el mes de octubre, mes mayor índice de pluviosidad (IDEAM, 2022).

4. Conclusiones

El presente estudio permitió conocer la variación multitemporal de la temperatura superficial al interior del área del relleno Parque Ambiental Los Pocitos. Como principal conclusión del análisis de dichas variaciones a través de los años, se destaca el comportamiento de las temperaturas en relación a las temporadas secas y lluviosas de la zona. En la temporada seca se observó un mayor porcentaje de área del relleno con temperaturas mayores a 30°C, área que disminuye en la época lluviosa y desaparece completamente en el mes con mayor pluviosidad. Dicho comportamiento también se ve reflejado en las magnitudes de temperatura, el trimestre en que mayores temperaturas que se registraron multianualmente está ubicado en la temporada seca.

Con respecto a la distribución espacial de las áreas y puntos calientes, se obtuvo que mayormente se han concentrado en las zonas A1 y A2 del relleno sanitario. Al comparar la ubicación de las áreas calientes con la dinámica de llenado del sitio, se llegó a la conclusión de que las zonas A1 y A2 son históricamente los espacios dónde se ha realizado mayor actividad de disposición de residuos. Sin embargo, se pudo notar que la cantidad de residuos dispuestos no es un parámetro determinante en el aumento de la temperatura en épocas de lluvia.

El punto con mayor reincidencia de temperaturas superficiales máximas, para las cincuenta y nueve fechas seleccionadas (59), se localizó en la zona A1 con coordenadas WGS84 EPSG:4326 de -74.925505243222, 10.9303570426545. Se considera que este es el punto caliente de mayor interés para efectos de monitoreo.

Se observó que los cambios de ubicación de las áreas calientes se dan tiempo después de haber realizado un cambio en la ubicación de la celda de disposición de residuos. El tiempo que el área caliente tarda en cambiar de un sitio a otro se le atribuye a que el inicio de nuevos procesos de degradación no detiene los procesos de descomposición de la fracción orgánica de los residuos en la ubicación anterior.

Considerando que la aplicación de la teledetección es relativamente nueva en la estimación de temperatura superficial en zonas que sirven como rellenos sanitarios y que los resultados que se obtuvieron en este estudio son alentadores, se espera que esta se convierta en una herramienta complementaria que permita

monitorear las temperaturas superficiales e identificar puntos críticos de temperatura en aras de prevenir posibles incendios.

Agradecimientos

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Cartagena dado que a través de la octava convocatoria para la participación en eventos científicos para docentes de planta adscritos a grupos de investigación clasificados por el Ministerio de Ciencias, Tecnología e Innovación permitió la financiación de la presentación de la investigación, resolución 00481 de 2022. Además, este documento es resultado complementario del proyecto titulado “Variación espacio - temporal de la concentración de los sólidos en suspensión de la Bahía de Cartagena a partir de modelos de teledetección satelital basados en propiedades ópticas inherentes del agua”; acta de inicio y compromiso No. 130-2021 – Resolución 00417 DE 2021.

Referencias

- Abu Qdais, H., & Shatnawi, N. (2019). Assessing and predicting landfill surface temperature using remote sensing and an artificial neural network. *International Journal of Remote Sensing*, 40(24), 9556–9571. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1633703>
- Avdan, U., & Jovanovska, G. (2016). Algorithm for automated mapping of land surface temperature using LANDSAT 8 satellite data. *Journal of Sensors*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/1480307>
- Cobo, N., López, A., Lobo, A., 2008. Biodegradation stability of organic solid waste characterized by the environment IV. *International conference on waste management and the environment*, pp. 153–162.
- Devlin, M. J., Petus, C., da Silva, E., Tracey, D., Wolff, N. H., Waterhouse, J., & Brodie, J. (2015). Water quality and river plume monitoring in the Great Barrier Reef: An overview of methods based on ocean colour satellite data. *Remote Sensing*, 7(10), 12909–12941. <https://doi.org/10.3390/rs7101290>
- Hernández, R., Fernández, C., y Baptista, P. (2014). *Metodología de la Investigación*. (sexta edición). Editorial: McGrawHill. México.
- Hu, Z., & Xia, Q. (2017). An integrated methodology for monitoring spontaneous combustion of coal waste dumps based on surface temperature detection. *Applied Thermal Engineering*, 122, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.05.019>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM (2022). <http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/precipitacion-mensual-por-ano>.
- Musilli, A. (2016). Landfill elevated internal temperature detection and landfill fire index assessment for fire monitoring.
- Superservicios. (2019). Informe De Seguimiento a Sitios De Disposición Final. “Relleno Sanitario Los Pocitos” (Issue 1).

DIAGNÓSTICO DE SITIOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS MUNICIPALES EN GUANAJUATO, MÉXICO

Ramírez Espinosa, Pamela¹; Turcott Cervantes, Elizabeth^{2*}

¹Instituto Tecnológico Nacional de México en Celaya, México

²Sistema Integral de Aseo Público de León, Municipio de León, México

*ing.ely.turcott@gmail.com

Resumen

Los sitios de disposición final de Residuos Sólidos Urbanos (o residuos municipales) constituyen una alternativa viable para la gestión integral de residuos, sin embargo, deberían cumplir con la normativa vigente en cada país, en el caso de México es la NOM-083-SEMARNAT-2003, para minimizar los impactos ambientales, sociales, económicos y a la salud. En el presente estudio se realizó una evaluación regional del Estado de Guanajuato, México, donde a través de levantamiento de información documental y en campo, se estudiaron 43 sitios de disposición final activos. La información recabada en campo incluyó características constructivas, operativas, de infraestructura, de control derivadas de la NOM-083-SEMARNAT-2003, sumado a otras características específicas del frente de tiro, de personal y características particulares de cada sitio. Los resultados obtenidos muestran una gran área de oportunidad respecto al cumplimiento de la mencionada norma, en diferentes rubros: deficiente control de biogás y lixiviados en la mayoría de los sitios, deficiencias operacionales en los taludes, diversos problemas causados por residuos de comercios, servicios e industrias que no deberían recibirse, entre otros. Queda de manifiesto la complejidad que conlleva la operación de un sitio de disposición final, y que se requiere de una infraestructura de ingeniería que no debe improvisarse, se debe seguir profesionalizando y capacitando al personal, que se requiere invertir en equipamiento e infraestructura, y que los municipios entiendan el reto que conlleva transformar los sitios actuales hacia rellenos sanitarios en cumplimiento de la normativa vigente en el país.

Palabras clave: Sitios de disposición final; impacto ambiental; residuos sólidos urbanos; gestión integral de residuos.

1. Introducción

En América Latina y el Caribe existe un gran desconocimiento sobre la cantidad y operatividad de los sitios de disposición final de residuos municipales. México no es la excepción.

En México se encuentra actualmente vigente la Norma Oficial Mexicana, NOM-083-SEMARNAT-2003: “Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial” (DOF, 2003). Los residuos sólidos urbanos (RSU) es la terminología para definir lo que en otros países se conoce como *residuos municipales*, que básicamente son los residuos de las casas-habitación, de otras actividades municipales (mantenimiento de jardines, panteones, mercados) y los residuos obtenidos del barrido (mecánico o manual).

Por ello, este trabajo giró en torno a documentar, a través de visitas técnicas en campo, algunas características administrativas, operativas, normativas, entre otras, de los 43 Sitios de Disposición Final (SDF) de RSU que existían en el Estado de Guanajuato hasta julio de 2021, antes de que comenzaran a

funcionar las administraciones municipales actuales (2021-2024). Esto, para generar una línea base que sirva de referencia y permita medir el avance que realicen las administraciones municipales a lo largo del tiempo. Cabe mencionar que, la evolución de un SDF depende en gran medida de la operación diaria que se realiza (especialmente maquinaria, personal y disponibilidad de tierra para cobertura; todos adecuados y suficientes), por lo que su estatus es dinámico, cambia rápidamente con el tiempo, y al ser los encargados directos de la operación, los municipios son enteramente responsables de dichos cambios (ya sea para mejorar o empeorar).

Derivado de toda la colecta y análisis de información de los SDF se emiten algunas reflexiones finales, que servirán para que los municipios comiencen a dar seguimiento y mejorar sus sitios, dando cumplimiento progresivo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 y al resto de normativa aplicable en México. Cada sitio de disposición final es diferente, jamás hay dos iguales, por ende, los municipios deberán crear su propia hoja de ruta para buscar soluciones, así como tener el compromiso y dar cumplimiento a sus atribuciones para su implementación.

2. Metodología

Guanajuato, con una población de 6.166.934 habitantes (INEGI, 2020) ubicado al centro de México, es el Estado conformado por 46 municipios, pero sólo se visitaron 43 SDF que estaban en funcionamiento hasta julio del 2021; ya que los municipios de Abasolo, Doctor Mora y Pueblo Nuevo compartían disposición final con otros municipios (ver Figura 1).

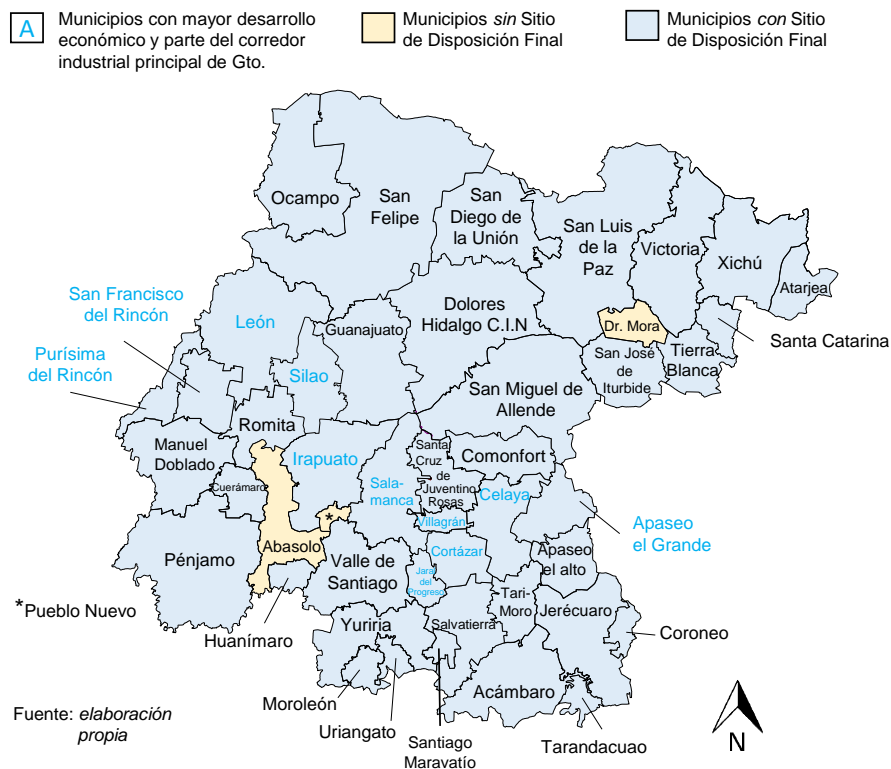


Figura 1. Municipios del Estado de Guanajuato y sitios de disposición final de Residuos Sólidos Urbanos hasta julio de 2021

Las visitas a los sitios se iniciaron el 16 de enero y finalizaron el 14 de julio del 2021. Estos 43 SDF en funcionamiento hasta esa fecha son los que han sido incluidos y analizados.

El levantamiento de información se realizó a través de una ficha de campo para recabar la información de cada SDF. Esta ficha fue resultado de conjuntar algunas características constructivas, operativas, de infraestructura, así como de control derivadas de la NOM-083-SEMARNAT-2003, sumado a otras

características específicas del frente de tiro, de personal y características particulares, algunas de las más importantes fueron:

- Datos generales del sitio: ubicación, modelo de operación del sitio, año de inicio de operaciones, entre otros.
- Cuantas toneladas se están ingresando a cada sitio y de qué tipos.
- Características constructivas: para manejo de biogás, lixiviados y aguas pluviales.
- Características operativas: periodicidad de cobertura de los residuos, operación del frente de tiro, bitácora de ingreso de vehículos, etc.
- Infraestructura: caminos interiores, cerca perimetral, caseta de acceso, báscula, agua y drenaje, vestidores y sanitarios, disponibilidad de electricidad, franja de amortiguamiento, entre otros.
- Personal en el sitio: formal, informal, equipo de protección personal.
- Algunas características particulares de cada sitio.

Al finalizar las visitas se capturaron, sistematizaron, revisaron y validaron los datos en una base construida en Excel, para posteriormente analizar y resumir los resultados obtenidos.

3. Resultados

En esta sección, por la limitación de espacio se mostrarán los resultados más relevantes obtenidos del trabajo.

3.1 Descripción general de los sitios

De los 43 SDF en funcionamiento, cada municipio tiene sólo uno; a excepción de Dr. Mora que depositaba sus residuos en San José de Iturbide; Abasolo y Pueblo Nuevo, que depositan sus residuos en Huanímaro. Se puede ver en la Figura 2 los tipos de SDF clasificados de acuerdo con las toneladas ingresadas por día, respecto a la NOM-083-SEMARNAT-2003. De acuerdo con la estimación del Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (PEPGIRSU) del Estado de Guanajuato (SMAOT, 2021) se generan solamente de casas habitación unas 3.725 toneladas/día. Con los datos recabados en campo se estima que ingresan actualmente unas 5.179 toneladas/día a los SDF municipales, que incluye, además de lo generado en casas habitación (que es lo estimado en el PEPGIRSU), otros residuos de actividades municipales (parques y jardines, barrido, mercados, entre otros) y también residuos de manejo especial (RME), que son los residuos derivados de actividades comerciales, de servicios e industriales, que no son considerados peligrosos, ni tampoco RSU. Adicional a estos residuos depositados, se debe aclarar que no todos los sitios cuentan con básculas operativas, por lo que existen en la mayoría de los sitios, estimaciones sobre la cantidad de residuos ingresados, lo que también influye en las variaciones de estos datos.

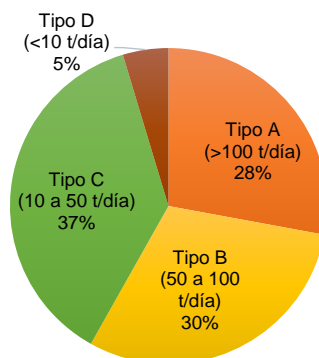


Figura 2. Tipo de sitios de disposición final del Estado de Guanajuato hasta julio de 2021, de acuerdo con las toneladas ingresadas por día, respecto a la NOM-083-SEMARNAT-2003.

3.2 Características constructivas

Dos de las más relevantes características constructivas incluidas en la NOM-083-SEMARNAT-2003 que fueron evaluadas: la infraestructura para biogás, y la de manejo de lixiviados. En el caso del biogás (ver figura 3a), en la Norma mexicana se puede dividir el cumplimiento en dos “niveles”: 1) Tener los pozos de venteo para el biogás (cuentan o no con infraestructura), 2) Quemar o aprovechar el biogás capturado. Para dar cumplimiento a la NOM-083-SEMARNAT-2003 se deben cumplir ambos niveles. De manera similar, en el caso de los lixiviados se deben cumplir dos niveles: 1) Tener un sistema que garantice la captación y extracción del lixiviado (cuentan o no con infraestructura), 2) Posteriormente, recircular el lixiviado, tratarlo o una combinación de ambas, que sólo el 9% cumple (dos de los municipios con infraestructura funcional de captación, no hacen nada con el lixiviado). Ver figura 3b. El resto de las características constructivas de acuerdo a la norma que se revisaron fueron sistemas de drenaje pluvial, área de emergencia, donde el 70 % y 74 % de los municipios no cumple, respectivamente.

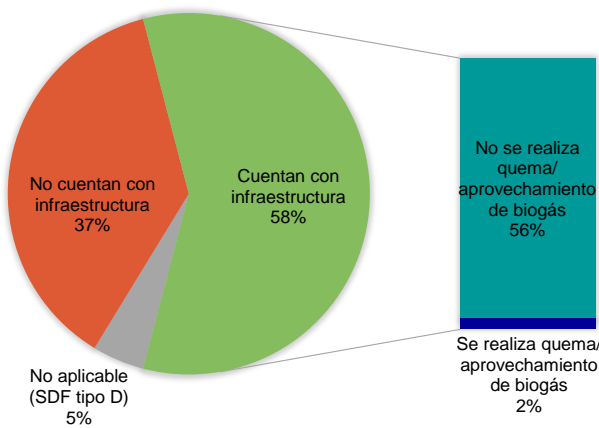


Figura 3a. Infraestructura para biogás disponible en los sitios de disposición final del Estado de Guanajuato hasta julio de 2021

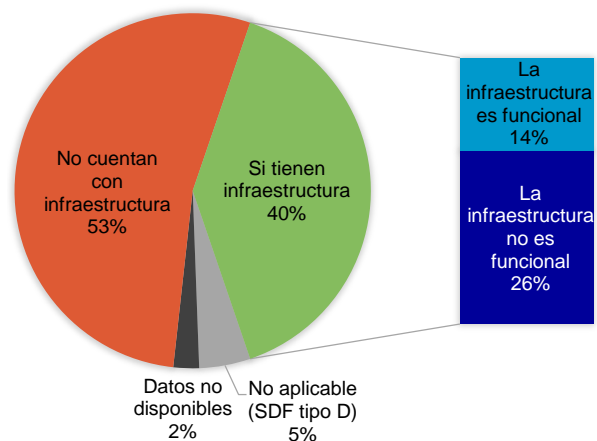


Figura 3b. Infraestructura para lixiviados disponible en los sitios de disposición final del Estado de Guanajuato hasta julio de 2021

3.3 Características operativas

Respecto al modelo de operación de los sitios, un 70 % se opera directamente por los municipios, 12 % con concesiones a largo plazo, 2 % con contratos a empresas privadas de corto plazo, y finalmente 16 % operación mixta (algunas partes municipales y otras con contratos, por ejemplo, la renta de maquinaria y operador).

Respecto a la operación del frente de tiro, que es la zona donde se depositan, compactan y cubren los residuos diariamente, y derivado de diversos cursos que han recibido todos estos municipios se evaluaron dos niveles a cumplir: 1) Si se tiene un frente de tiro para los residuos definido: señalado claramente o que sea muy visible donde empieza y termina el depósito de residuos diarios, 2) Si cumplen con una compactación adecuada que incluye: compactación de abajo hacia arriba sin balconear¹ los residuos y talud 3:1 o similar. La falta de un frente de tiro definido, y la falta de adecuada compactación, va creando montañas inestables; que después son difíciles y costosas de corregir. Ver figura 4, 5a y 5b.

¹ *Balconear o balconeo*, es un término se utiliza para describir el empuje de los residuos desde un talud, permitiendo que “rueden” por gravedad hacia la parte baja, esto hace que se creen montañas sin compactación e inestables de residuos, como se muestra en las figura 4a.

3.4 Residuos de manejo especial

Se estimó que 36 de los 43 SDF reciben residuos de manejo especial (RME), sin embargo; estos residuos no deben recibirse en estos sitios sin una autorización ambiental correspondiente e infraestructura apropiada; porque generan problemáticas de otra índole que el municipio debe resolver y aumentan los costos ambientales y económicos generados. Un ejemplo de las problemáticas que pueden generar estos RME, son los residuos de la industria del calzado compuestos principalmente por EVA (Etil-vinil Acetato) que no son posibles de compactar, lo que va en detrimento de la vida útil de un SDF y aumenta el riesgo de un incendio que salga de control. Algunos RME encontrados en los sitios pueden verse en las figuras 6a y 6b.

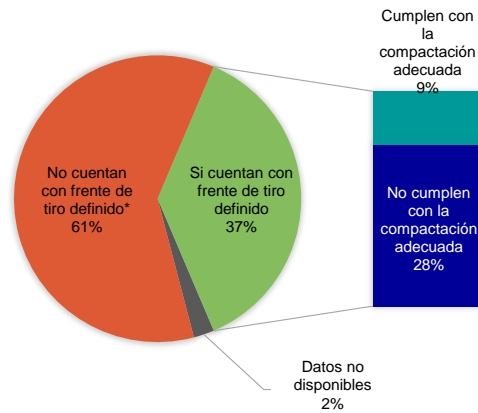


Figura 4. Evaluación de la operación del frente de tiro en los sitios de sitios de disposición final del Estado de Guanajuato hasta julio de 2021



Figura 5a. Ejemplo de "balconeo" de residuos que crean taludes inestables y difíciles de corregir (empujar los residuos desde arriba, sin orden ni compactación). (Turcott, 2021).



Figura 5b. Ejemplo de talud 3:1 bien compactado y con cobertura diaria (empujando y compactando los residuos desde abajo y con orden) (Turcott, 2021).

4. Conclusiones

De acuerdo con todo lo recabado en campo, se pueden visualizar grandes retos para los municipios de Guanajuato, respecto a lograr el cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003, así como aspectos operacionales e inclusive sociales. También se puede puntualizar que la gestión de residuos en una infraestructura de ingeniería como lo es un relleno sanitario no es una actividad que deba improvisarse, y requiere de ir profesionalizando al personal, invertir en equipamiento e infraestructura, así como darle la importancia que merece para minimizar impactos a la salud, ambiente, económicos y sociales.

Es importante volver a destacar que cada Sitio de Disposición Final de residuos sólidos urbanos tiene sus propias características únicas e irrepetibles, por lo que cada municipio debe crear su hoja de ruta, adecuada a sus condiciones particulares, para ir solucionando todos los problemas generados hasta el día de hoy, e ir

avanzando progresivamente hacia el cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003 tratando de lograr la mayor consistencia operativa que requieren un sitios como este, ya que siempre hay nuevos problemas y retos que resolver que crean altibajos durante toda la vida útil de un SDF.



Figura 6a. Residuos orgánicos y plásticos del sector alimenticio (coles de bruselas y polietileno de baja densidad) (Turcott, 2021).



Figura 6b. Plásticos y partes automotrices (plásticos de ingeniería y otros materiales sin identificar) (Turcott, 2021).

Finalmente, toda la información recabada en campo, queda como testigo de la complejidad que conlleva la gestión integral de los residuos en un sitio de disposición final, y los retos que deben tomar en cuenta los municipios: aspectos técnicos y operacionales, financieros y económicos, ambientales y sociales para lograr un relleno sanitario que cumpla su función y por ende la normativa que hay vigente en México.

Agradecimientos

A Laura Vanessa Tovar Aguirre del Instituto Tecnológico Nacional de México en Celaya, por sus valiosas aportaciones en el procesamiento de la información de campo. A la Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato, que solicitó el levantamiento de toda esta información para generar la línea base que servirá para orientar políticas públicas y soluciones al problema de los residuos en el Estado de Guanajuato, así como a todo el personal que trabajó en el levantamiento de campo.

Referencias

DOF (Diario Oficial de la Federación), 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003: “Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, cierre y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial”.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), 2021. “Presentación de resultados Guanajuato, censo 2020”. En: https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/ccpv/2020/doc/cpv2020_pres_res_gto.pdf, consultado el: 28/feb/2023.

SMAOT (Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato), 2021. “Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos del Estado de Guanajuato.” 2021. Versión borrador, no disponible públicamente.

Turcott, 2021. Fotografías tomadas en campo, nombres de los municipios confidenciales.

SESIÓN S5-1

TRATAMIENTO BIOLÓGICO/BIOGÁS II



RECICLABILIDAD ORGÁNICA DE BIOPOLÍMEROS: UN ANÁLISIS COMPARATIVO

Marín, Anna¹; Samaniego-Aguilar, Kerly¹; Sánchez-Safont, Estefanía¹; Hueso, Amelia²; Ventura, Eva²; Gámez-Pérez, Jose^{1,2}; Cabedo, Luis^{1,2*}

¹ Grupo de Polímeros y Materiales Avanzados (PIMA), Universitat Jaume I, Castelló de la Plana, 12071 España

² CEBIMAT LAB, S. L., Espaitec, Universitat Jaume I, España

*lcabedo@uji.es

Resumen

Los polímeros biodegradables se presentan como una alternativa a los plásticos derivados del petróleo que puede ayudar a mitigar parcialmente los problemas de contaminación asociados a su incorrecta gestión. Su utilización es de especial interés en la fabricación de productos plásticos de un solo uso puesto que son idóneos para ser sometidos a procesos de reciclaje orgánico. Se ha evaluado la reciclabilidad orgánica de los principales biopolímeros existentes en condiciones simuladas de compostaje industrial mediante la determinación de sus niveles de desintegración (pérdida de masa) y biodegradación (generación de CO₂). El material a base de poliácido láctico (PLA) fue el que experimentó una mayor velocidad de desintegración, alcanzando una pérdida de masa del 100% en menos de 30 días. Les siguieron las muestras de poli(3-hidroxibutirato-co-3-hidroxivalerato) (PHBV) y polibutileno succinato adipato (PBSA), ambos desintegrándose al completo en menos de 60 días. En cuanto a los porcentajes de biodegradación, PHBV fue el biopolímero con una mayor velocidad de mineralización ya que se biodegradó al completo en menos de 60 días, le siguieron policaprolactona (PCL), PLA y PBSA. Por su parte, los materiales obtenidos con poli(Butilén Adipato-co-Tereftalato) (PBAT) y polibutileno succinato (PBS) presentaron velocidades de biodegradación y desintegración más lentas. Aunque con distintas velocidades, el PBSA, PCL, PHBV y PLA demostraron capacidad para ser completamente degradados en las condiciones estudiadas por lo que serían buenos candidatos para la fabricación de productos plásticos de vida útil corta susceptibles.

Palabras clave: biodegradación; compostaje; economía circular; plásticos biodegradables; reciclaje orgánico

1. Introducción

El uso de plásticos derivados del petróleo supone un problema medioambiental global que se ha acrecentado considerablemente a raíz de la crisis sanitaria causada por el COVID-19, debido a la generación masiva de desechos médicos a base de plástico (Kalita and Hakkarainen, 2023; Naser et al., 2021; Rosenboom et al., 2022). Si tras su uso estos materiales no son correctamente gestionados, pueden llegar al medioambiente donde permanecen durante cientos o miles de años. Aunque la cifra real se desconoce, se calcula que alrededor de 31,9 millones de toneladas de desechos plásticos se liberan al medioambiente cada año (Beltrán-Sanahuja et al., 2021). Esto tiene un impacto negativo directo tanto sobre los ecosistemas marinos y terrestres, como sobre la salud humana (Cholewinski et al., 2022; Naser et al., 2021). En este contexto, los polímeros biodegradables se presentan como una alternativa con mucho potencial que puede ayudar a mitigar parcialmente este problema, debido fundamentalmente a su menor persistencia. Esto es especialmente interesante en aquellas aplicaciones en las que el reciclaje orgánico (RO) sea la opción más adecuada para la gestión de los residuos. Este sería el caso de los productos plásticos de un solo uso, los cuales están diseñados y fabricados para ser utilizados una sola vez antes de ser desechados.

El RO es una estrategia sostenible clave para la transición de un sistema lineal a uno basado en la bioeconomía circular, cuyo uno de sus principales beneficios es la reducción de la generación de desechos potencialmente perjudiciales (Sikorska et al., 2021). Presenta una serie de ventajas entre las cuales cabe destacar que: (a) no requiere que el residuo plástico sea homogéneo y esté perfectamente limpio; (b) no necesita separación previa de los diferentes materiales; (c) permite la transformación de residuos en un producto seguro y con un elevado contenido en materia orgánica que se puede ser utilizado para la remediación de suelos (compost) y también para la producción de biofuel; y (d) reduce la cantidad de desechos orgánicos que son trasladados a vertederos, disminuyendo de forma indirecta la generación de gases de efecto invernadero (García-Depraect et al., 2021; Sikorska et al., 2021; Wojnowska-Baryła et al., 2020). En el RO los materiales son degradados por la acción de microorganismos, ya sea bajo condiciones aerobias (compostaje) o anaerobias, obteniéndose como productos finales biomasa, agua y CO₂ o CH₄ (Sikorska et al., 2021). El compostaje puede dividirse en compostaje casero y compostaje industrial, siendo la principal diferencia entre ellos la temperatura a la cual tiene lugar el proceso (Meereboer et al., 2020). En el primer caso, el compostaje transcurre a temperatura ambiente mientras que en el compostaje industrial se alcanzan temperaturas de hasta 60-70 °C (Meereboer et al., 2020; Sikorska et al., 2021).

Desde el punto de vista regulatorio, existe un interés general en normalizar y evaluar de forma efectiva el RO de los materiales plásticos. En este sentido, existen diferentes normativas publicadas como la UNE-EN 13432:2001, que regula la compostabilidad industrial de materiales plásticos destinados a envasado, la UNE-EN 20200:2016, centrada específicamente en la desintegración de los materiales o la UNE-EN 14855:2013 que evalúa su biodegradabilidad aeróbica final. Los criterios de evaluación de las distintas normas comprenden varios requisitos comunes: límites en el contenido de metales pesados, pérdida de masa superior al 90% tras un periodo de tiempo específico o biodegradación final superior al 90% tras varios meses.

Los polímeros biodegradables pueden obtenerse a partir de recursos petroquímicos (no renovables) o de fuente biológicas (renovables). Los más populares son el grupo de los poliésteres, que se pueden subdividir en alifáticos y en alifáticos-aromáticos (Sikorska et al., 2021). En el contexto del RO, el principal inconveniente es que, por lo general, la mayoría de polímeros biodegradables requieren, para ser completamente biodegradados, tiempos superiores a los de los ciclos actuales en las instalaciones de compostaje industrial, que suelen durar de 8 a 12 semanas o en ocasiones menos (Agarwal, 2020; García-Depraect et al., 2021). Esto dificulta su implementación industrial masiva. El objetivo del presente trabajo fue estudiar la compostabilidad de los principales polímeros biodegradables en condiciones simuladas de compostaje industrial con la finalidad de evaluar su idoneidad para ser sometidos a un proceso de reciclaje orgánico. Los polímeros estudiados fueron poli(butilén adipato-co-tereftalato) (PBAT), polibutilén succinato (PBS), polibutilén succinato adipato (PBSA), policaprolactona (PCL), poli(3-hidroxitirato-co-3-hidroxitirato) (PHBV) y poliácido láctico (PLA), por ser los materiales más utilizados comercialmente y debido a que existen pocos estudios en los que se comparen a fondo en términos de biodegradación en condiciones de compostaje industrial.

2. Metodología

2.1 Materiales

El PBAT ecoflex® F Blend C1200 (punto de fusión 110 – 120 °C, densidad 1.25 – 1.27 g/cm³) fue suministrado por BASF (Ludwigshafen, Alemania). El PBS BioPBS FZ71PM/FZ71PB (punto de fusión 115 °C, densidad 1.26 g/cm³) y el PBSA BioPBS FD92PM/FD92PB (punto de fusión 84 °C, densidad 1.24 g/cm³) fueron adquiridos en Mitsubishi Chemical Europe GmbH (Düsseldorf, Alemania). Por su parte, la PCL PBI 012 (punto de fusión 58 - 60 °C, densidad 1.26 g/cm³) y el PLA PLE 005 (punto de fusión 175 °C, densidad 1.24 g/cm³) se adquirieron en NaturaPlast (Iffs, Francia) y el PHBV ENMAT Y100P con un 3% de contenido en valerato (punto

de fusión 170 - 176 °C, densidad 1.23 g/cm³) en Tianan Biologic Material Co. (Ningbo, China). Todos los materiales fueron adquiridos en formato pellet.

2.2 Procesado de los materiales

Los pellets de PBAT, PBS, PBSA, PHBV y PLA se secaron a 70 °C y los de PCL a 50 °C en un deshumidificador Piovon DPA 10 (Santa Maria di Sala, Verona, Italia) y posteriormente fueron extruídos en una extrusora monohusillo (Haake Rheomex 252p, Karlsruhe, Alemania) con un sistema de calandrado para obtener films con un espesor aproximado de 500 µm. Los perfiles de temperatura desde la tolva hasta la boquilla establecidos para el procesado de cada material quedan recogidos en la Tabla 1.

Tabla 1. Perfiles de temperaturas empleados para el procesado de los materiales

Material	Perfil de temperatura (°C)
PBAT	140/155/165/170
PBS	120/145/150/150
PBSA	95/110/130/125
PCL	60/70/75/80
PHBV	140/165/175/170
PLA	160/170/180/190

2.2. Determinación del grado de desintegración

La determinación del grado de desintegración de los films se llevó a cabo simulando un proceso de compostaje aeróbico. Se siguió el protocolo establecido por la norma UNE-EN ISO 20200 con una serie de modificaciones. Cada material se cortó en fragmentos de 2.5 x 2.5 cm, los cuales fueron secados a vacío a 40 °C durante 24 h y posteriormente pesados. Se preparó un residuo sólido sintético (RSS) y se repartió en reactores de 5 L. La relación muestra/RSS fue de un 1%, proporción intermedia comprendida dentro del intervalo que recomienda la norma (0.5 – 2%). Se utilizaron 2 reactores por material, cada uno con 24 piezas. Los reactores se introdujeron en incubadoras (Raypa ID-720, Barcelona, España) a 58 °C durante un periodo máximo de 90 días. A distintos intervalos de tiempo se realizaron extracciones de las piezas de los diferentes materiales por cuadruplicado. Cada pieza extraída fue lavada con agua destilada con la ayuda de un pincel. Posteriormente cada pieza se secó durante 24 h a vacío a 40 °C y fue pesada. El grado de desintegración se calculó por diferencia de masa de acuerdo con la Ecuación 1:

$$\% \text{ Desintegración} = \frac{m_i - m_f}{m_i} \times 100 \quad (1)$$

Donde m_i es la masa inicial de cada pieza y m_f la masa final.

2.3. Determinación del grado de biodegradación

La determinación de la biodegradabilidad aeróbica final de los materiales en condiciones de compostaje controladas se determinó adaptando la metodología de la norma UNE-EN ISO 14855-1. Previamente, los pellets se pulverizaron mediante molienda criogénica con nitrógeno líquido y el polvo obtenido se tamizó a través de una malla de 250 µm, de acuerdo a la norma. Paralelamente, se determinó el contenido en carbono de los polímeros mediante espectrometría de masas. Los materiales en polvo se mezclaron con compost maduro vegetal en una proporción 1:6 y la mezcla se introdujo en reactores de 2 L. Los reactores se introdujeron en incubadoras a 58 °C durante un periodo de 120 días. De forma periódica, en cada reactor se midió el CO₂ generado en el espacio de cabeza con un analizador de gases por infrarrojos (G110 IR analyzer, Geotech, QED Environmental Systems Ltd., Coventry, Reino Unido). Se utilizó celulosa de cromatografía de capa fina (Merck Life Science S.L., Madrid, España) como material de referencia (REF).

Este material es el recomendado por la norma correspondiente debido a que se trata de un material biodegradable. Las medidas se llevaron a cabo por triplicado y el grado de biodegradación se determinó de acuerdo a la Ecuación 2:

$$\% \text{ Biodegradación} = \frac{CO_2(t) - CO_2(b)}{ThCO_2} \times 100 \quad (2)$$

Donde $CO_2(t)$ es el CO_2 acumulado para un tiempo específico; $CO_2(b)$ el promedio del CO_2 acumulado de un blanco (compost sin muestra) para ese mismo tiempo; y $ThCO_2$ representa el CO_2 teórico calculado a partir del contenido total de carbono de la muestra y la cantidad introducida en cada reactor.

3. Resultados y discusión

3.1. Determinación del grado de desintegración

La Figura 1 muestra la evolución de porcentajes de pérdida de masa de los distintos materiales sometidos a un proceso de RO con el tiempo.

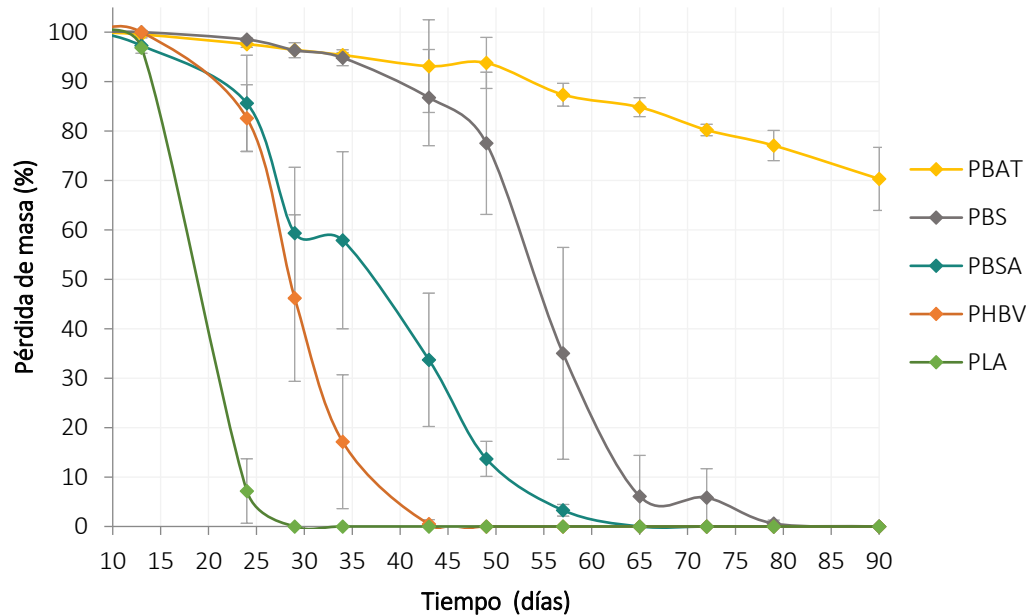


Figura 1. Evolución de la pérdida de masa de los materiales en condiciones de compostaje industrial

Puede observarse que todos los materiales experimentaron un periodo inicial de inducción de 13 días en los que prácticamente no tuvo lugar ninguna pérdida de masa significativa. Transcurrido este periodo, la fragmentación de los materiales comenzó a ser más evidente, especialmente en el caso del PLA, que fue el material que experimentó una mayor velocidad de desintegración, alcanzando un valor de desintegración del 92,8% a los 24 días y desintegrándose por completo a los 30. Resultados similares han sido reportados previamente por otros autores (Brdlík et al., 2023; Chihaoui et al., 2022). Esto se debe a que la temperatura a la cual tiene lugar la incubación es muy próxima o ligeramente superior a la temperatura de transición vítrea de este polímero. Debido a la naturaleza amorfa de este polímero, en estas condiciones de alta temperatura y humedad aumenta la movilidad de sus cadenas y esto favorece el ataque de los microorganismos (Iglesias-Montes et al., 2021; Stloukal et al., 2015). Por su parte, el PHBV se desintegró por completo tras 43 días de compostaje, tiempo semejante al reportado por Sanchez-Safont et al. (2016; 2019). A pesar de tener un mayor peso molecular y cristalinidad, el PHBV se desintegró más rápido que el PBSA, que necesitó 65 días para desintegrarse por completo. Estos resultados muestran coherencia con los

de Salomez et al. (2019), quienes lo atribuyeron a diferencias en la morfología de los cristales y organización espacial de las cadenas de ambos polímeros. Por su parte, el PBS alcanzó una desintegración del 100% a los 90 días. Cabe destacar que el PBS experimentó un periodo de inducción considerablemente más largo que el PBSA ya que no se detectaron niveles significativos de pérdida de masa ($< 10\%$) hasta el día 43, mientras durante este mismo periodo de tiempo el PBSA se desintegró un 44,3%. Resultados similares fueron reportados previamente por Puchalski et al., 2018, quienes compararon las tasas de desintegración de PBS y PBSA. Esto confirmaría la biodegradabilidad mejorada del copolímero respecto al homopolímero. El PBAT fue el material que experimentó una tasa más baja de desintegración puesto que al final del ensayo su nivel máximo de desintegración fue del 29,7%. De manera similar, Dong et al. (2022) reportó una pérdida de masa del PBAT de aproximadamente un 20% tras 56 días de compostaje. Estos resultados contradicen lo publicado en bibliografía ya que el PBAT se considera completamente compostable (Jian et al., 2020). La temperatura de fusión de la PCL coincide con la temperatura de incubación durante el experimento por lo que no fue posible evaluar sus niveles de desintegración.

3.2. Determinación del grado de biodegradación

La Figura 2 muestra el grado de biodegradación de los distintos polímeros estudiados durante un periodo de 120 días.

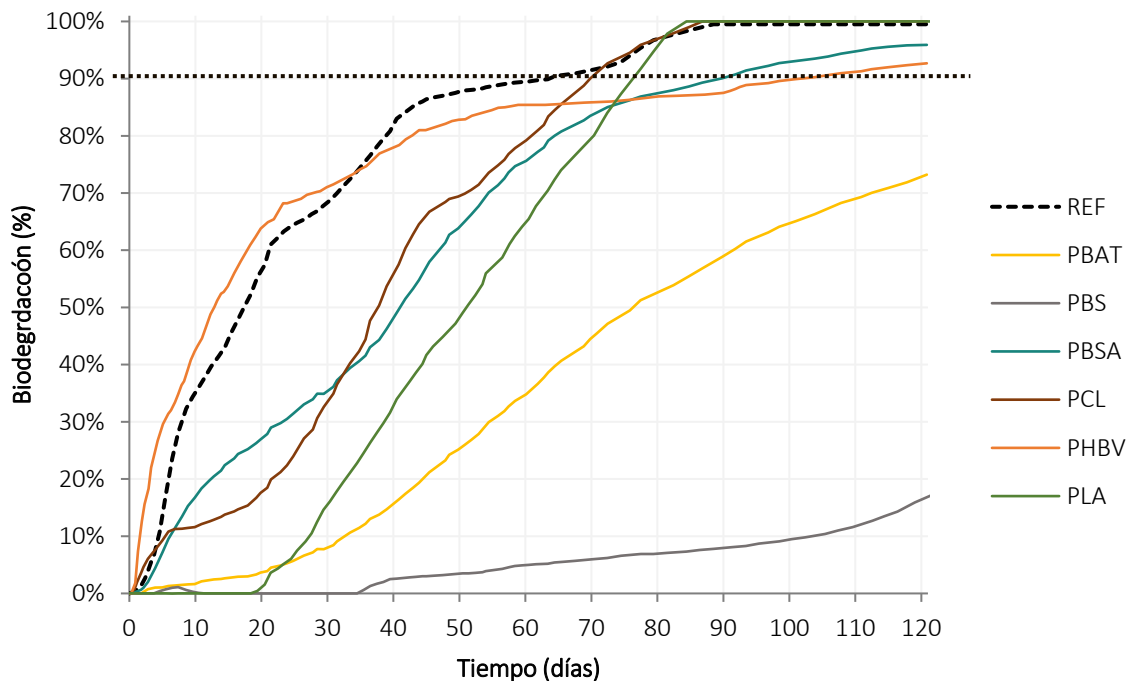


Figura 2. Biodegradación de los materiales y material de referencia en condiciones de compostaje industrial

El material referencia necesitó 88 días para alcanzar su valor máximo de biodegradación (99,5%) Coherentemente con los resultados de desintegración, el PLA fue el material que más rápidamente se biodegradó, alcanzando niveles del 100% de mineralización a los 84 días, periodo ligeramente inferior al reportado por otros autores (Kalita et al., 2021; Muniyasamy et al., 2016). Como se observó en el estudio de desintegración, el PLA presentó un periodo de inducción de aproximadamente 20 días. Este periodo correspondería al necesario para que la biomasa del compost se adapte para la producción de las enzimas necesarias para degradar el material (Iovino et al., 2008). La PCL, por su parte, se biodegradó por completo tras 87 días, periodo ligeramente más largo al requerido en otros estudios (Nevoralová et al., 2020). PBSA y PHBV alcanzaron niveles máximos de biodegradación del 95,9% y 92,7% respectivamente, para el periodo analizado. En el caso de PCL, PBSA y PHBV, no se observó el mencionado periodo de inducción, lo cual

indicaría que los microorganismos responsables de su biodegradación son capaces de empezar a degradarlos rápidamente. Valores semejantes de biodegradación para PHBV han sido reportados previamente por Brdlík et al., 2022. Por su parte, Salomez et al., 2019 compararon la biodegradación de PBSA y PHBV y ambos alcanzaron niveles máximos de biodegradación equiparables aunque en un periodo de tiempo inferior. La diferencias en los periodos de biodegradación necesarios para alcanzar una completa mineralización de los materiales observadas al comparar los resultados del presente trabajo y los de la bibliografía podrían deberse, por un lado, al compost utilizado; y, por otro, a la metodología utilizada para determinar la generación de CO₂. Por último, en línea con lo que observó el ensayo de desintegración, el PBAT alcanzó menores niveles de biodegradación (73,2% tras 120 días). No obstante, la norma UNE-EN ISO 14855-1 contempla que la duración máxima de este tipo de ensayo puede ser de hasta 180 días, por lo que un análisis más prolongado en el tiempo daría una información más relevante sobre la compostabilidad de este material. Por último, contradiciendo las observaciones del estudio de pérdida de masa, el PBS experimentó una biodegradabilidad muy escasa, con un periodo de inducción de 38 días y una biodegradación máxima del 17,1% tras 120 días, lo cual indicaría que el material es capaz de desintegrarse pero que los fragmentos resultantes no son mineralizados completamente en el periodo estudiado.

4. Conclusiones

De acuerdo con la normativa vigente, la compostabilidad de los materiales a base de PCL, PBSA, PHBV y PLA quedaría demostrada ya que todos cumplen los requisitos establecidos. Sin embargo, teniendo en cuenta la duración de los ciclos actuales de compostaje industrial, la compostabilidad completa de estos materiales no quedaría asegurada, con la posibilidad de que a la salida de la planta de compostaje, quedaran residuos de los mismos en el producto resultante. Sería, por tanto necesario evaluar los posibles efectos de estos residuos la calidad del compost. Por otra parte, estos resultados abren la puerta a trabajos complementarios orientados a, por ejemplo, utilizar un compost diferente procedente de una planta de compostaje industrial, incorporar aditivos con capacidad de acelerar el proceso de biodegradación o fibras de origen vegetal que, además de mejorar la biodegradabilidad, permitan la valorización de subproductos y contribuyan a la circularidad del material resultante. Asimismo, sería interesante analizar el efecto del tamaño de partícula del material en la biodegradación, de manera que se simulara de forma más realista el proceso que tiene lugar en las plantas de compostaje.

Agradecimientos

Esta investigación contó con el apoyo de MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033 y FEDER "Una forma de hacer Europa", número de proyecto PID2021-128749OB-C32. Asimismo, este trabajo también ha contado con el apoyo económico de la Generalitat Valenciana (proyecto AICO/2021/045) y de la Universitat Jaume I (proyecto UJI-B2019-44). Kerly Samaniego Aguilar desea agradecer a MCIN/AEI /10.13039/501100011033 y FSE "El FSE invierte en tu futuro" por su beca FPI (PRE2019-091448). Los autores desean agradecer a los Servicios Centrales de Instrumentación (SCIC) de la Universitat Jaume I, Raquel Oliver y José Ortega por el apoyo experimental. Los autores también quieren reconocimiento a la Unidad Asociada IATA(CSIC)-UJI en "Tecnología de Plásticos".

Referencias

- Agarwal, S., 2020. Biodegradable Polymers: Present Opportunities and Challenges in Providing a Microplastic-Free Environment. *Macromol. Chem. Phys.* 221. <https://doi.org/10.1002/macp.202000017>
- Beltrán-Sanahuja, A., Benito-Kaesbach, A., Sánchez-García, N., Sanz-Lázaro, C., 2021. Degradation of conventional and biobased plastics in soil under contrasting environmental conditions. *Sci. Total Environ.* 787, 147678. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147678>

- Brdlík, P., Borůvka, M., Běhálek, L., Lenfeld, P., 2022. The Influence of Additives and Environment on Biodegradation of PHBV Biocomposites. *Polymers* (Basel). 14. <https://doi.org/10.3390/polym14040838>
- Brdlík, P., Novák, J., Borůvka, M., Běhálek, L., Lenfeld, P., 2023. The Influence of Plasticizers and Accelerated Ageing on Biodegradation of PLA under Controlled Composting Conditions. *Polymers* (Basel). 15. <https://doi.org/10.3390/polym15010140>
- Chihaoui, B., Tarrés, Q., Delgado-Aguilar, M., Mutjé, P., Boufi, S., 2022. Lignin-containing cellulose fibrils as reinforcement of plasticized PLA biocomposites produced by melt processing using PEG as a carrier. *Ind. Crops Prod.* 175. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.114287>
- Cholewinski, A., Dadzie, E., Sherlock, C., Anderson, W.A., Charles, T.C., Habib, K., Young, S.B., Zhao, B., 2022. A critical review of microplastic degradation and material flow analysis towards a circular economy. *Environ. Pollut.* 315, 120334. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120334>
- Dong, Y., Wang, J., Yang, Y., Wang, Q., Zhang, X., Hu, H., Zhu, J., 2022. Bio-based poly(butylene diglycolate-co-furandicarboxylate) copolyesters with balanced mechanical, barrier and biodegradable properties: A prospective substitute for PBAT. *Polym. Degrad. Stab.* 202, 110010. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.110010>
- García-Depraect, O., Bordel, S., Lebrero, R., Santos-Beneit, F., Börner, R.A., Börner, T., Muñoz, R., 2021. Inspired by nature: Microbial production, degradation and valorization of biodegradable bioplastics for life-cycle-engineered products. *Biotechnol. Adv.* 53, 107772. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2021.107772>
- Iglesias-Montes, M.L., Soccio, M., Luzi, F., Puglia, D., Gazzano, M., Lotti, N., Manfredi, L.B., Cyras, V.P., 2021. Evaluation of the factors affecting the disintegration under a composting process of poly(Lactic acid)/poly(3-hydroxybutyrate) (pla/phb) blends. *Polymers* (Basel). 13. <https://doi.org/10.3390/polym13183171>
- Iovino, R., Zullo, R., Rao, M.A., Cassar, L., Gianfreda, L., 2008. Biodegradation of poly(lactic acid)/starch/coir biocomposites under controlled composting conditions. *Polym. Degrad. Stab.* 93, 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.10.011>
- Jian, J., Xiangbin, Z., Xianbo, H., 2020. An overview on synthesis, properties and applications of poly(butylene-adipate-co-terephthalate)–PBAT. *Adv. Ind. Eng. Polym. Res.* 3, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2020.01.001>
- Kalita, N.K., Hakkarainen, M., 2023. Integrating biodegradable polyesters in a circular economy. *Curr. Opin. Green Sustain. Chem.* 40, 100751. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2022.100751>
- Kalita, N.K., Hazarika, D., Kalamdhad, A., Katiyar, V., 2021. Biodegradation of biopolymeric composites and blends under different environmental conditions: Approach towards end-of-life panacea for crop sustainability. *Bioresour. Technol. Reports* 15, 100705. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100705>
- Meereboer, K.W., Misra, M., Mohanty, A.K., 2020. Review of recent advances in the biodegradability of polyhydroxyalkanoate (PHA) bioplastics and their composites. *Green Chem.* 22, 5519–5558. <https://doi.org/10.1039/d0gc01647k>
- Muniasamy, S., Ofosu, O., John, M.J., Anandjiwala, R.D., 2016. Mineralization of poly(lactic acid) (PLA), Poly(3-hydroxybutyrate-co-valerate) (PHBV) and PLA/PHBV blend in compost and soil environments. *J. Renew. Mater.* 4, 133–145. <https://doi.org/10.7569/JRM.2016.634104>
- Naser, A.Z., Deiab, I., Darras, B.M., 2021. Poly(lactic acid) (PLA) and polyhydroxyalkanoates (PHAs), green alternatives to petroleum-based plastics: a review. *RSC Adv.* 11, 17151–17196. <https://doi.org/10.1039/d1ra02390j>

- Nevoralová, M., Koutný, M., Ujčič, A., Starý, Z., Šerá, J., Vlková, H., Šlouf, M., Fortelný, I., Kruliš, Z., 2020. Structure Characterization and Biodegradation Rate of Poly(ϵ -caprolactone)/Starch Blends. *Front. Mater.* 7, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmats.2020.00141>
- Puchalski, M., Szparaga, G., Biela, T., Gutowska, A., Sztajnowski, S., Krucińska, I., 2018. Molecular and supramolecular changes in polybutylene succinate (PBS) and polybutylene succinate adipate (PBSA) copolymer during degradation in various environmental conditions. *Polymers (Basel)*. 10, 1–12. <https://doi.org/10.3390/polym10030251>
- Rosenboom, J.G., Langer, R., Traverso, G., 2022. Bioplastics for a circular economy. *Nat. Rev. Mater.* 7, 117–137. <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00407-8>
- Salomez, M., George, M., Fabre, P., Touchaleaume, F., Cesar, G., Lajarrige, A., Gastaldi, E., 2019. A comparative study of degradation mechanisms of PHBV and PBSA under laboratory-scale composting conditions. *Polym. Degrad. Stab.* 167, 102–113. <https://doi.org/10.1016/J.POLYMDEGRADSTAB.2019.06.025>
- Sánchez-Safont, E.L., Arrillaga, A., Anakabe, J., Gamez-Perez, J., Cabedo, L., 2019. PHBV/TPU/cellulose compounds for compostable injection molded parts with improved thermal and mechanical performance. *J. Appl. Polym. Sci.* 136. <https://doi.org/10.1002/app.47257>
- Sanchez-Safont, E.L., Gonzalez-Ausejo, J., Gamez-Perez, J., Lagaron, J.M., Cabedo, L., 2016. Poly(3-Hydroxybutyrate-co-3-Hydroxyvalerate)/ purified cellulose fiber composites by melt blending: characterization and degradation in composting conditions. *J. Renew. Mater.* 4, 123–132. <https://doi.org/10.7569/JRM.2015.634127>
- Sikorska, W., Musioł, M., Zawidlak-Węgrzyńska, B., Rydz, J., 2021. End-of-Life Options for (Bio)degradable Polymers in the Circular Economy. *Adv. Polym. Technol.* 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/6695140>
- Stloukal, P., Pekařová, S., Kalendova, A., Mattausch, H., Laske, S., Holzer, C., Chitu, L., Bodner, S., Maier, G., Slouf, M., Koutny, M., 2015. Kinetics and mechanism of the biodegradation of PLA/clay nanocomposites during thermophilic phase of composting process. *Waste Manag.* 42, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.006>
- UNE-EN ISO 14855-1 - Determinación de la biodegradabilidad aeróbica final de materiales plásticos en condiciones de compostaje controladas, 2013.
- UNE-EN ISO 20200 Determinación del grado de desintegración de materiales plásticos bajo condiciones de compostaje simuladas en un ensayo de laboratorio., 2016.
- Wojnowska-Baryła, I., Kulikowska, D., Bernat, K., 2020. Effect of bio-based products on waste management. *Sustain.* 12, 1–12. <https://doi.org/10.3390/su12052088>

EVALUACIÓN DE DOS DIFERENTES TIPOS DE MICROORGANISMOS EFICACES APLICADOS A RESIDUOS ORGÁNICOS EN EL MUNICIPIO DE COBÁN, ALTA VERAPAZ, GUATEMALA

Bol Bol, Pablo David^{1*}; Lomeli García, Adolfo Israel²

¹Ingeniería en Gestión Ambiental, Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.

²Sustentabilidad para el Desarrollo, Ingeniería en Tecnología Ambiental, Universidad Tecnológica de León, México.

*pablodabol96@gmail.com

Resumen

En Guatemala, diariamente se producen cantidades excesivas de residuos sólidos, su inadecuada gestión circunscribe su disposición final en los basureros municipales, causando impactos negativos hacia el medio ambiente. Por tanto, se desarrolló un mecanismo de tratamiento de residuos orgánicos a través de dos tipos de Microorganismos Eficaces (EM) y así determinar la eficiencia de ambos, con la finalidad de obtener abono en menor tiempo y mejor calidad. En esta investigación, se caracterizó los residuos y desechos sólidos provenientes del Metamercado “Talpetate” del municipio de Cobán, Alta Verapaz, se obtuvo como resultado el peso equivalente a 17.33 ton/7días, de los cuales 16.29 ton/7días (94%) corresponden a residuos orgánicos, 0.87 ton/7días (3%) a valorizables, es decir aquellos que se les puede otorgar un valor, y el 0.17 ton/7días (1%) a residuos de disposición final aquellos que ya no poseen un valor. A través del peso se obtuvo una producción per cápita de 1.47 kg/persona/día. Posteriormente se cuantificó el tiempo necesario para transformar los residuos orgánicos en compost a través de EM. Como resultado se obtuvo una aceleración del proceso de compostaje para el tratamiento 1, propio del tipo EM •1 con dos dosis de 670 ml/5 L de agua, reportó los mejores resultados con un menor tiempo a la obtención del compost (66 días). El contenido de nutrientes fue mayor al reportar, nitrógeno (3%), fósforo (0.73%), potasio (2.56%) y materia orgánica (47.33%). Fue evidente que el uso de EM acelera radicalmente el proceso de obtención de compost, en línea con la especificación de la FAO puede ser usado como abono orgánico del suelo agrícola.

Palabras clave: Composta, residuos orgánicos, Microorganismos Eficaces.

1. Introducción

Según el Waste-Atlas estima que el vertedero de Guatemala de la zona 3, se ubica dentro de los 50 más grandes del mundo y entre los 13 de América Latina, recibe anualmente un promedio de 300,000 toneladas de residuos sólidos provenientes de domicilios, comerciales, industria y mercados. (Bayron Gonzales, 2019)

El municipio de Cobán, Alta Verapaz de Guatemala, particularmente el metamercado y terminal “Talpetate”, es uno de los centros de abastecimiento comercial más grande de la región norte del país. Este no dispone actualmente de una adecuada gestión y manejo de los residuos sólidos, por ende, las personas y entidades locales no disponen con la información adecuada para su aprovechamiento.

Este problema ha afectado potencialmente la vida socioambiental de la población, por ende, se buscan alternativas eficientes con la finalidad de retribuirles una correcta valorización. Es por esto que surgió la necesidad de implementar un sistema de tratamiento para la producción de compost en el menor tiempo posible, debido a la excesiva composición de residuos orgánicos.

Como objetivo principal se planteó evaluar dos tipos de microorganismos eficaces, para acelerar su transformación en compost, a través de la fase experimental se determinó que tipo es más efectivo y eficiente para ser utilizado en un sistema de compostaje aeróbico. Así mismo con el desarrollo de la caracterización de los residuos y desechos sólidos en el metamercado, se estableció un ente para generar planificaciones y proyectos a escala mayor para la adecuada gestión y valorización de los residuos sólidos orgánicos en mercados municipales a nivel nacional e internacional.

2. Metodología

La investigación presenta un enfoque metodológico mixto en el que se analizó información de la siguiente manera cronológica:

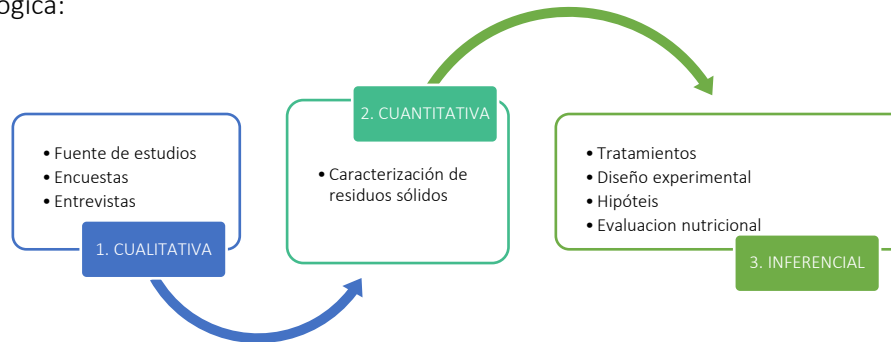


Figura 1. Proceso metodológico aplicado a la investigación

2.1 Fase Cualitativa

Se realizó dentro del área de estudio teniendo en cuenta el número de comerciantes y la distribución para la recolección de residuos en el metamercado. El instrumento utilizado para la recolección de datos fue una encuesta digital a través de la aplicación KoBoToolBox, con preguntas abiertas, esto con la finalidad de conocer la percepción que tiene el comerciante ante la problemática de disposición de residuos sólidos, permitiendo identificar, el rango de edad y su conocimiento frente al tema de estudio.

2.2 Fase Cuantitativa

En esta fase se realizó el proceso de la caracterización de residuos sólidos dentro de la fuente de estudios ya mencionada.

2.2.1 Caracterización de residuos sólidos

Para determinar la generación de residuos sólidos del metamercado se utilizó como base la guía metodológica del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala, MARN, Estudio de caracterización de residuos sólidos comunes (MARN, 2018).

Se realizó el pesaje de las muestras iniciado el proceso. A través de los datos del peso se determinó el PPC a través de la siguiente fórmula.

$$PPC = \left[\frac{\text{Peso total de las muestras (kg)}}{\text{Número de personas de la muestra}} \right] * 1/7 \text{ días} \quad (1)$$

Para la prueba de composición física se utilizó el método del cuarteo obteniendo una muestra de aproximadamente 40 kg y 30 kg. Posteriormente se clasificó según el tipo de residuo: orgánico, valorizable y de disposición final. Este cálculo fue diario, durante los siete días.

$$\text{Porcentaje por día} = \left[\frac{\text{Peso de cada residuo clasificado (kg)} * 100}{\text{Peso total de la muestra del cuarteo}} \right] \quad (2)$$

A través de los datos obtenido en campo, se determinó la densidad de los residuos mediante la formula adjunta.

$$\text{Densidad} = \left[\frac{\text{Volumen de tonel} = 0.7854 * d2 * h}{\text{Peso de los residuos de un tonel clasificado (kg)} * 100} \right] \quad (3)$$

2.3 Fase Inferencial

Este proceso es referente a la fase experimental, tomando en cuenta las características del producto y posteriormente el establecimiento del sistema de compostaje y la evaluación de los microorganismos eficaces.

2.3.1 Características de los productos

a) Producto 1 (T1)

Microorganismos eficaces EM •1: bacterias fotosintéticas, bacterias ácido lácticas, levaduras, hongos de fermentación y actinomicetos.

b) Producto 2 (T2)

Microorganismos eficaces Ecobacter: levaduras, mesófilos, bacterias y rizobacterias, *bacillus ssp*, *bacillus subtilis*, *vehículo cbp*.

2.3.2. Sistema de compostaje aeróbico

Se utilizó el sistema de compostaje aeróbico, puestos en camellones, dichos residuos orgánicos se les cubrió con un material impermeable para iniciar su proceso de transformación de manera adecuada.

2.3.2. Tratamientos de los residuos orgánicos

Para la fase experimental se establecieron 2 tratamientos y 3 bloques, haciendo un total de 8 unidades experimentales. i = 2 Tratamientos.

Tabla 1. Tratamientos realizados

Tratamiento	Composición
T1	Residuos orgánicos + EM •1
T2	Residuos orgánicos + Ecobacter
T	Residuos orgánicos (sin aplicación de EM)

a) Dosis

Para ambos tratamientos siendo T1 (EM•1) y T2 (Ecobacter) se aplicó dos dosis, una al principio y otra a los sesenta días, estas fueron definidas por la ficha técnica de cada fabricante, se tomó en cuenta la cantidad asignada para cada unidad experimental la cual fue de 180 kg (396.8 lb). Referente al testigo (T) no se aplicó EM.

Tabla 2. Establecimiento de Dosis

Tratamiento	Composición	
	Dosis I (Día 1)	Dosis II (Día 60)
T1	(1 gal/tonelada métrica) ó 3.78 ml/Kg	(1 gal/tonelada métrica) ó 3.78 ml/Kg
T2	(1 L/m ³) por lo tanto para un volumen de 180 Kg se aplicó una dosis de 480 ml	(1 L/m ³) por lo tanto para un volumen de 180 Kg se aplicó una dosis de 480 ml
T	Sin aplicación de EM	

b) Levantamiento de datos en campo

Este proceso fue sumamente importante para el posterior análisis de cada una de las variables respuesta que se consideraron, debido a que el proceso de compostaje requiere de constante monitoreo, se realizaron volteos constantes y la toma de datos fisicoquímicos; pH, temperatura y humedad.

c) Contenido Nutricional

Se extrajeron muestras de 1kg para cada uno de los tratamientos, posteriormente se envió a laboratorios privados, para el análisis fisicoquímico.

Tabla 3. Análisis del contenido nutricional

Parámetros	Metodología	Técnica de determinación
pH a 20°C	Suspensión de suelo en agua 2.5	Potenciometría
Nitrógeno	Dumas	Dumas
fósforo, potasio,	Seca: ácido clorhídrico al 37%	Espectrometría de emisión plasma
Porcentaje de materia orgánica	Incineración (muflado)	Gravimetría
Relación de carbono / nitrógeno	No aplica	Determinación matemática

3. Resultados

3.1. Caracterización de residuos sólidos

Se tuvo en cuenta un tamaño de población de 1,869 comerciantes, un nivel de confianza de 95% equivalente a Z alfa de 1.96, probabilidad de ocurrencia del 50%, probabilidad de no ocurrencia del 50% y un error de estimación máximo aceptado del 3%, se obtuvo la muestra representativa de 680 comerciantes los cuales fueron encuestados al azar.

A través de la encuesta compuesta por nueve preguntas, se pudo inferir que la mayoría de los comerciantes del metamercado y terminal Talpetate son mayores de edad, de este porcentaje es evidente que la mayoría no tiene los conocimientos básicos sobre este tipo de estrategias y/o alternativas ambientales para el adecuado manejo, disposición y aprovechamiento de los residuos orgánicos. Así mismo

es claro que el municipio no cuenta con una estrategia para el manejo de este tipo de residuos, ni se han formulado alternativas frente al problema, siendo que el 100% de los encuestados desconocen proyectos encaminados a este tema.

Los datos reflejan que el 90% está de acuerdo en contribuir con proyectos ambientales, por lo que es beneficioso y práctico implementar herramientas y planes de educación ambiental, para reducir los problemas socioambientales de los mercados.

3.2. Caracterización de residuos sólidos

Mediante los datos obtenidos en peso de la muestra se determinó que durante los 7 días se producen 17337.21 kg (17.33 ton) de residuos sólidos, siendo los lunes, martes y viernes donde se generan mayor cantidad debido a la concentración comercial de consumidores.

Posterior a este resultado se determinó una producción per cápita de 1.47 kg/persona/día.

Tabla 4. Cantidad generada de residuos sólidos kg/7 días

Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total, kg/7 días
3709.48	3450.93	2010.32	2018.03	2663.49	2256.62	1228.33	17337.21

3.2 Composición física

La composición física realizada a través del método del cuarteo, compuesta por 50 kg de residuos sólidos, determinó que el 94% (47 kg) son de composición orgánica, el 5% (2.5 kg) están constituidos por valorizables, es decir aquellos residuos que aún se les puede proporcionar un valor y finalmente el 1% (0.5 kg) representado por residuos de disposición final, aquellos que no proporcionan algún valor.

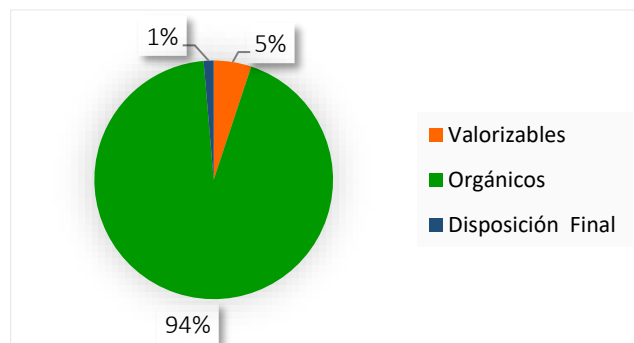


Figura 2. Composición física de los residuos sólidos

3.3. Variables respuesta

En este apartado se dan a conocer los resultados obtenidos a través del análisis estadístico realizado a las variables respuesta correspondientes a: días de la obtención de compost, temperatura, humedad, pH y peso del compost, a través de pruebas de comparación estadística Tukey con un nivel de significación de 0.05.

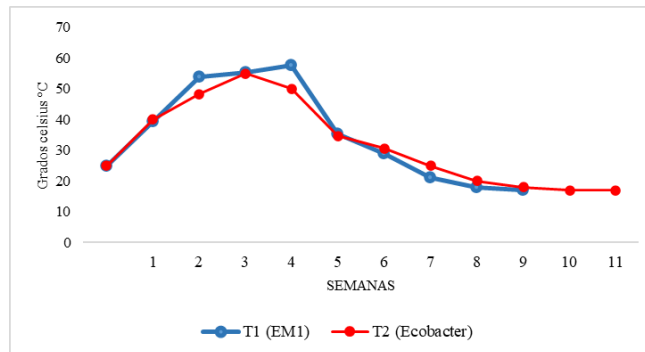


Figura 3. Comportamiento de temperatura de los tratamientos

Por medio del análisis de la gráfica se observa que a la semana 5 de descomposición hay estabilización de la temperatura en el material, consecuencia de la muerte de los microorganismos por acción de la temperatura lo que provoca la estabilidad e indica el final de la descomposición que sucede a la semana 9 de iniciado el proceso para el tratamiento 1 y semana 11 para el tratamiento 2. La temperatura fue una variable muy importante en la obtención de compost, debido a que este parámetro determina el comportamiento de microorganismos. La fase de maduración para ambos tratamientos actuó distintamente, por su alto contenido de microorganismos lo cual provoco mucha actividad microbiológica por el contrario en el tratamiento dos se notan valores medios en consecuencia a la baja actividad microbiológica y su distinto modo de acción.

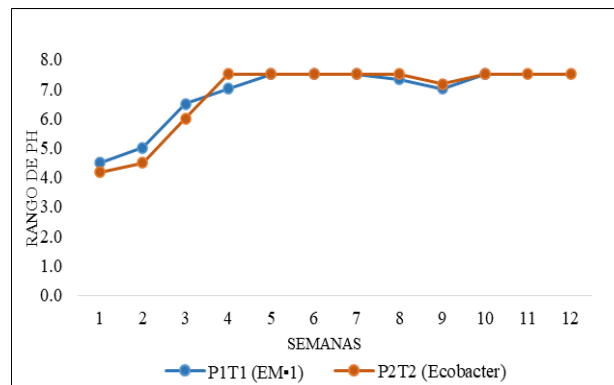


Figura 4. Comportamiento de pH para los tratamientos

El comportamiento de las concentraciones de iones hidrógeno en el material en descomposición se mantuvieron poco distanciados, al principio existieron valores debajo de 7 debido a la naturaleza del material orgánico utilizado, las cuales incluían residuos orgánicos ácidos, durante el transcurso del proceso estas se equilibraron de forma ascendente, se lograron estabilizar el pH entre los valores de tiempo de 5 y 9 semanas para ambos tratamientos, se obtuvo una variante en sus valores, el tratamiento dos que terminaron estabilizándose en las últimas semanas.

3.4. Contenido Nutricional

A través del análisis estadístico, se muestra la diferencia entre ambos tratamientos de microorganismos y el testigo en el contenido de nitrógeno, donde la tendencia demuestra que al aplicar microorganismos eficaces el contenido de nitrógeno fue significativamente mayor, obteniéndose los mejores resultados en ambos tratamientos. Al analizar la evaluación estadística del contenido de nitrógeno del compost, es posible afirmar que, el aporte de microorganismos en el proceso de compostaje le favoreció significativamente, por cuanto, los tratamientos que recibieron aplicación de microorganismos reportaron mayor porcentaje de nitrógeno.

En cuanto al contenido de fósforo, es posible confirmar que, el aporte de microorganismos en el proceso de compostaje influyó favorablemente, por cuanto, en general, los tratamientos que recibieron aplicación de microorganismos reportaron mayor porcentaje de fósforo que lo establecido en el testigo.

El contenido de potasio del compost fue significativamente mayor al aplicarse microorganismos, alcanzando los mejores resultados en los tratamientos 1 y 2. La evaluación estadística del contenido de potasio del compost, permite deducir que, el aporte de microorganismos al proceso de compostaje, influyó favorablemente en este proceso, ya que, los tratamientos que recibieron aplicación de microorganismos reportaron mayor porcentaje de potasio que lo registrado en el testigo.

Los valores observados en la evaluación estadística del contenido de materia orgánica del compost, afirma que, el aporte de microorganismos en el proceso de compostaje, influyó favorablemente, por cuanto, en general, todos los tratamientos que recibieron aplicación de microorganismos reportaron mayor porcentaje de materia orgánica que lo observado en el testigo. Lo que permite confirmar que, con la aplicación de microorganismos, se obtiene compost de mejor calidad.

Según la FAO (2013) el pH define la supervivencia de los microorganismos, cada grupo tiene pH óptimos de crecimiento y multiplicación. La mayor actividad bacteriana se produce a pH 6,0- 7,5, mientras que la mayor actividad fúngica se produce a pH 5,5-8,0. El rango ideal es de 5,8 a 7,2. Se obtuvo un rango ideal para los tratamientos, pudiendo ser aprobados para su utilización. Estas respuestas indican que la aplicación de microorganismos a pesar de que aceleran el proceso de descomposición y dotan de mejor valor nutricional al compost, influyen relevantemente en el comportamiento del pH en el producto obtenido.

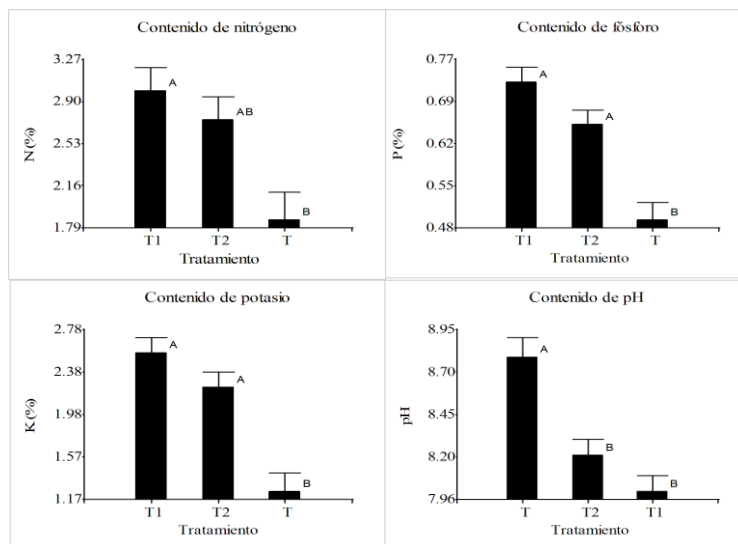


Figura 5. Contenido nutricional de ambos tratamientos

Conclusiones

A través del estudio técnico en la fuente de estudios, los resultados reflejaron que los problemas ambientales referentes a la gestión inadecuada de los residuos sólidos en el metamercado Talpetate de Cobán, Alta Verapaz, Guatemala. Afectan gravemente a la población, lo cual es evidente el impacto negativo hacia el medio ambiente, por lo que se deben tomar medidas prontas, para contrarrestar este problema que afecta la vida socioambiental de la población a nivel global.

Se caracterizó los residuos sólidos del metamercado y terminal "Talpetate", donde se obtuvo la generación total, esta resulto 17.33 Ton/7días, en promedio 2.47 Ton/7días. El mayor porcentaje 16.29 Ton/7días (94%) corresponde a los residuos orgánicos, existe un gran potencial en estos residuos, este valor está en función de que el mayor número de locales y comerciantes están dedicados a la venta de frutas, legumbres, verduras, etc. El 0.87 Ton/7días (5%) está representado por los residuos valorizables y 0.17 Ton/7días (1%) representado por residuos de disposición final. Se obtuvo una producción per cápita de 1.47 kg/comerciante/día. La densidad aparente promedio de residuos orgánicos es de 378.33 kg/m³.

A través del modelo estadístico análisis de la varianza y prueba Tukey al 5%, se evaluó dos tipos de microorganismos eficaces, se obtuvo como resultado en los tratamientos de: EM•1 (T1), menor tiempo a la obtención del compost (66 días), mejor contenido nutricional, al reportar mayor contenido de nitrógeno (3%), fósforo (0.73%), potasio (2.56%) y materia orgánica (47.33%). Con respecto a Ecobacter (T2), tiempo a la obtención del compost (76 días), contenido nutricional, al reportar contenido de nitrógeno (2.74 %), fósforo (0.65%), potasio (2.23%) y un buen contenido de materia orgánica (54%). Por tanto, el tipo de EM más eficiente resulto el EM•1 por contener mayor porcentaje de nutrientes y menor tiempo en su descomposición.

Se implementó un sistema de compostaje aeróbico a pequeña escala con la utilización de Microorganismos Eficaces (EM), la cual presentó singulares resultados en ambos tratamientos, al reducirse el tiempo a la obtención de compost y alto contenido nutricional. Esta investigación brinda aportes y beneficios a los mercados municipales y globales tanto ambiental como socioeconómico, siendo una estrategia de tecnología limpia con el ambiente y desarrollo social.

El testigo, al no recibir aporte de microorganismos eficaces, experimentó el mayor tiempo a la obtención de compost y el contenido nutricional fue menor, al observarse en este tratamiento: mayor tiempo a la obtención del compost (120 días). Menor contenido de nitrógeno (1.86%), fósforo (0.49%), potasio (1.24%) y materia orgánica (44%), lo que justifica la aplicación de los microorganismos eficaces en el proceso de compostaje, pues es evidente la reducción del tiempo que ocasionan hasta la obtención del compost

La aplicación de la segunda dosis de microorganismos eficaces causó mejor efecto en el proceso de descomposición del compost, acelero el tiempo a la cosecha de compost y obteniéndose excelente calidad en su contenido nutricional, por cuanto los tratamientos reportaron drásticamente menor tiempo a la obtención del compost (66 a 77 días). Por lo que la dosis de aplicación se adecuo a los microorganismos.

Los residuos orgánicos se convirtieron en compost del orden 50 a 66%, es decir que con 180 kg de restos procesables se obtuvo 118 kg de abono orgánico en proporción 1:5. A partir de estos datos es posible deducir el gran potencial de estos residuos, su adecuada gestión genera un impacto muy positivo al ambiente, sociedad y economía de la agricultura local.

Los resultados del análisis fisicoquímico establecieron la estabilización de la relación carbono /nitrógeno, lo que permitió una descomposición adecuada y el suministro de nutrientes del material final.

Referencias

Barrera Gómez, R. (2006). *Compostaje de residuos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso*. Tesis de licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad autónoma de Barcelona. España: Facultad de Ciencias Ambientales.

Bayron Gonzales. (2019). *Los desechos sólidos en la Ciudad de Guatemala*. [Artículos - Investigación para todos - Digi - Investigación para todos \(usac.edu.gt\)](#).

García, G y G. Bonilla. (2016). Situación actual de la gestión integrada de los residuos sólidos en el municipio de Cobán, Alta Verapaz. Guatemala, C.A. *Revista Naturaleza, Sociedad y Ambiente* (3), (julio de 2016), 59–75.

Hernández, H. (2008). *Experiencias en la elaboración de compost a partir de residuos orgánicos provenientes de mercados de la ciudad capital y su valor agronómico*. Tesis de Ingeniero Agrónomo. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala: Facultad de Agronomía.

Moreno, J. y A. Vela. (2020). *Implementación de una planta piloto para el manejo y tratamiento de los residuos orgánicos generados en la plaza de mercado del municipio de Cachipay, Cundinamarca*. Tesis de Ingeniería ambiental. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Colombia: UNAD.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación –FAO–, (2013). *Manual del compostaje del agricultor, experiencias en América Latina*. Recuperado el (15 de septiembre de 2021), de <https://www.fao.org/3/i3388s/i3388S.pdf>

Sztern, D. y M. Pravia. (1999). *Manual para la elaboración de compost: bases conceptuales y procedimientos*. Uruguay: Organización Panamericana de la Salud.

OPTIMIZACIÓN TÉCNICA DE LA OPERACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA MEDIANTE AGITACIÓN INTERMITENTE

Arnau, Rosario²; Climent, Javier²; Martínez, Begoña³; Estany, Rut³; Olozábal, Óscar⁴; García-Ventoso, Mairena¹

¹ SOCIEDAD DE FOMENTO AGRÍCOLA CASTELLONENSE, S.A (FACSA), C/ Mayor, 82-84, 12001, Castellón, España.

² HYDRODINAMIC AND ENVIRONMENTAL SERVICES (HYDRENS), Avda. del Mar 53 bajo, 12003, Castellón, España.

³ Consorci Besos-Tordera, Av. de Sant Julià, 241, 08403 Granollers, Barcelona, España.

⁴ UTE Servicio de Operación Y Mantenimiento del Sistema de Saneamiento de Granollers, 08403 Granollers, Barcelona, España.

*Rosario Arnau rosario.arnau@hydrens.com

Resumen

La digestión anaerobia (DA) es uno de los procesos de tratamiento biológico empleados para la producción de biogás a partir de lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) y residuos orgánicos, tanto industriales como urbanos. Se ha demostrado a escala de laboratorio y piloto que la agitación del fango en la DA afecta directamente en la producción de biogás según la intensidad y modo de mezclado.

En este trabajo, se ha analizado el rendimiento de la DA de una EDAR a gran escala bajo diferentes estrategias de operación del sistema de agitación. El sistema estudiado consiste en dos digestores que operan en paralelo, agitados mediante lanzas de biogás, por lo que se ha podido comparar la producción de biogás, la estabilización de sólidos y otros parámetros operativos entre ambas unidades, manteniendo una unidad como “digestor control”, y realizando diferentes estrategias de agitación con ciclos de intermitencia en la segunda.

Para definir las diferentes estrategias de agitación, se han aplicado técnicas experimentales de trazadores inertes, para cuantificar su volumen muerto, caracterizar su comportamiento hidráulico y analizar el tiempo de mezcla. Por otro lado, se ha realizado un análisis hidrodinámico mediante técnicas de simulación de fluidos computacional (CFD) determinando el comportamiento de la mezcla, analizando el tiempo de mezcla y su comportamiento con modelos bifásicos considerado la viscosidad del fango.

La aplicación de ambas técnicas ha permitido analizar y optimizar el sistema de agitación bajo criterios técnicos. La agitación intermitente proporciona un ahorro energético sin perjudicar el proceso de DA.

Palabras clave: digestión anaerobia; biogás; residuos orgánicos; EDAR; modelización.

1. Introducción

En las últimas décadas se ha avanzado considerablemente en la comprensión y el control fundamentales del proceso de DA, el dimensionado de los tanques y el diseño y la aplicación de equipos. (Batstone et al, 2002). Algunos de los principales parámetros operativos en el proceso de DA analizados en profundidad han sido la temperatura, tiempo de retención, nutrientes, sólidos, pH, alcalinidad y sustancias inhibitoras. Sin embargo, uno de los factores cruciales a considerar en el diseño de un digestor es la optimización del sistema de mezcla.

El estado de la mezcla en un digestor anaerobio se ocupa de mantener los sólidos en suspensión y homogeneizar la alimentación entrante junto a la comunidad microbiana activa del tanque. Hasta la fecha, las investigaciones experimentales han demostrado a escala de laboratorio que la manera en que se realiza el mezclado y su intensidad tienen efectos directos en la producción de biogás (Lindmark et al, 2014). A escala de laboratorio, la investigación de diferentes regímenes de mezcla mostró que una intensidad de mezcla baja o una mezcla discontinua puede ser beneficioso durante la fase inicial para permitir el crecimiento de biomasa metanogénica y aliviar los problemas de inestabilidad del proceso (Lindmark et al, 2014). Existe una referencia a escala real en la que para arrancar un proceso termófilo (55 °C), la ausencia de agitación durante 2h antes de cada alimentación benefició la estabilidad del proceso. c.

Inicialmente, la mezcla intermitente se investigó con el principal objetivo de disminuir la demanda energética del proceso de DA pero, se ha demostrado que ésta es capaz de mantener la producción de biogás cuando se compara a sistemas de agitación en continuo, incluso obtener mayor producción de biogás (Lindmark et al, 2014). Por otro lado, este tipo de agitación beneficia las tareas relacionadas con el mantenimiento de los equipos y reduce las horas de funcionamiento de los mismos.

Para el estudio de la agitación en digestores, la simulación CFD es una técnica con enorme potencial habiéndose llevado a cabo modelos CFD con diferentes tipos de mezcla. La mayoría de los trabajos reportados en la literatura hacen referencia a digestores piloto, y cabe destacar que los que se han realizado a escala real son monofásicos (fango), por lo que no se tiene constancia de modelos CFD a escala real de sistemas con lanzas de biogás, lo que aporta novedad a este estudio.

Por otro lado, una forma veraz de caracterizar de manera global el rendimiento hidráulico en un digestor anaerobio es realizando una prueba experimental de trazadores inertes. El trazador seleccionado se suele agregar como un pulso en el influente, las muestras se recogen del efluente y otros puntos de control a lo largo del tiempo, durante 3 veces el tiempo de residencia. Después de medir la concentración de trazador, se calculan y analizan las curvas de distribución del tiempo de residencia (Levenspiel, 1999), con lo que se puede realizar un diagnóstico global del comportamiento del flujo y calcular el volumen muerto, la existencia de cortocircuito, el tiempo mínimo de mezcla, etc. El trazador que más se ha utilizado es el litio, típicamente en forma de cloruro de litio, debido a que no queda retenido en los sólidos, no se biodegrada, se encuentra en concentraciones insignificantes en los sólidos de las aguas residuales y sólo inhibe la actividad bacteriana a concentraciones deseadas para un análisis de flujo. La principal limitación del uso de este trazador es su coste asociado.

2. Metodología

Este estudio se ha llevado a cabo en la EDAR de Granollers que consta de dos digestores anaerobios de 5000 m³ cada uno (Figura 1a) y presenta diferentes puntos innovadores en cada una de sus partes:

2.1 Ensayo de Trazadores Inertes

En primer lugar, se ha aplicado la técnica de “estímulo-respuesta” de los trazadores inertes en los dos digestores con el objetivo de evaluar el sistema de agitación y la estimación del volumen muerto. En este estudio se ha empleado como trazador 58 kg de Bromuro de potasio, más económico que el Cloruro de litio, en un pulso de 5 minutos para ambos digestores anaerobios. Por otro lado, se obtuvieron 152 muestras de diferentes puntos de muestreo durante tan sólo 7 días, en lugar de obtener muestras de la salida del digestor durante 3 veces el tiempo de residencia. Esto aporta novedad al estudio para diagnosticar el comportamiento del flujo y el estado de la mezcla en el interior del sistema, focalizado en el cálculo del volumen muerto y el tiempo de mezcla de los digestores anaerobios.

La Figura 1b muestra los 5 puntos de muestreo en ambas unidades: salida, recirculación y 3 catas a diferentes alturas. Previo a la aplicación del trazador, se cuantificó la concentración base (blanco) de

bromuro de ambos digestores. Todas las muestras se centrifugaron y filtraron previamente a la medición de la concentración de bromuro con un equipo de análisis en una columna aniónica.

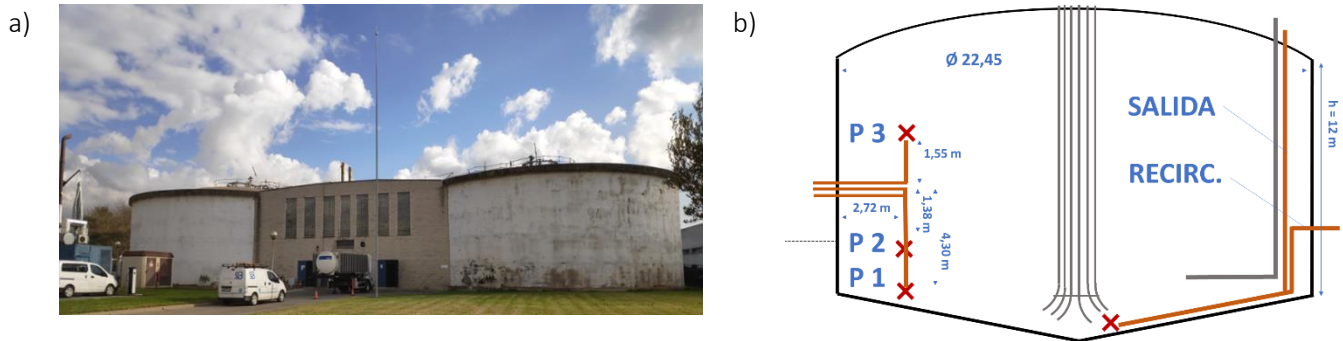


Figura 1. Digestores de la EDAR (a) y distribución de los puntos de muestreo (b).

Tras la obtención de los resultados, la ecuación (1) se ha empleado para el cálculo del volumen muerto de cada digestor y el índice de uniformidad (IU) (Dapelo and Bridgeman, 2018) se ha empleado como evidencia de la homogeneidad de la mezcla, siendo 1 indicador de heterogeneidad y 0 indicador de homogeneidad o mezcla ideal (ecuación 2):

$$\% V_{muerto} = \left(1 - \frac{\left(\frac{\text{Masa de trazador introducida (g)}}{\text{Volumen del digestor (m}^3\text{)}} \right)}{C_{experimental}} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$IU = \frac{\sum_{i=1}^m \{|C_i - \bar{C}|\} V_i}{2 \times V \bar{C}} \quad (2)$$

2.2 Modelización CFD

Para llevar a cabo las simulaciones CFD de los digestores anaerobios, se ha elaborado un modelo CAD 3D del volumen ocupado por el fango dentro de una de las unidades (ver Figura 2a) y se ha mallado en 1510145 nodos para resolver las ecuaciones de transporte hidrodinámico en cada uno de ellos (ver Figura 2b).

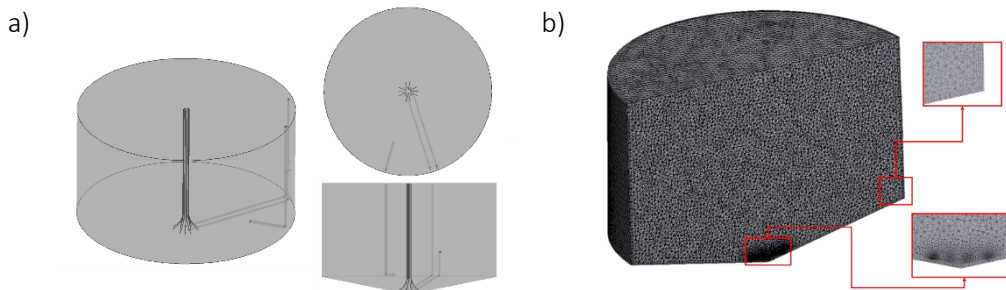


Figura 2: Modelo geométrico CFD (a) y malla (b) elaborada para las simulaciones CFD del digestor anaerobio.

Se han contemplado dos fases en el modelo CFD (modelo bifásico): la fase fango, definida como un fluido no-newtoniano con un modelo Herschel-Bulkley; y la fase gas, que representa el caudal de biogás que se inyecta mediante las lanzas de biogás con una densidad de 0,716 kg/m³ según especificaciones técnicas del compresor. Para realizar las simulaciones se ha empleado el software ANSYS CFX 2020 R2 (ANSYS CFX, 2020) configurando como flujos de entrada, el caudal de fango fresco y el caudal de biogás recirculado por las 14 lanzas centrales (415 m³/h) y, como flujos de salida, el caudal de fango digerido (mismo caudal que caudal de fango fresco) y la superficie superior del modelo para la salida del gas. Por otro lado, se han realizado simulaciones para reproducir la puesta en marcha del sistema de agitación y el ensayo experimental de trazadores.

2.3 Monitorización de la operación de los digestores con agitación intermitente

En esta fase del estudio, se ha realizado una campaña experimental a escala real para monitorizar el rendimiento del proceso de digestión anaerobia bajo diferentes regímenes de agitación intermitente establecidos a partir de los resultados del ensayo de trazadores y simulaciones CFD (ver en apartado 3.2 los regímenes establecidos). Para realizar la monitorización, se estableció un digestor como “digestor control” con una agitación continua, D1, y otro digestor con ciclos de intermitencia de la agitación, D2. La Tabla 1 muestra los parámetros monitorizados y su frecuencia durante un período representativo de 4 meses.

Tabla 1: Parámetros monitorizados y frecuencia durante el periodo de experimentación.

Parámetros monitorizados en cada digestor	Frecuencia
Caudal de biogás	Diario
Composición biogás (% metano)	Diario
Concentración de sólidos en la salida del digestor	2 veces/semana
Concentración de sólidos en 3 alturas (catas)	Semanal
%SSV en la salida del digestor	2 veces/semana
%SSV en 3 alturas (catas)	Semanal
Temperatura	2-3 veces/semana
pH	2-3 veces/semana

3. Resultados

En los siguientes apartados, se muestran los resultados de las tres partes diferenciadas de este estudio:

3.1. Resultados del ensayo de trazadores inertes.

Durante el ensayo no fue posible obtener muestra en el punto P1 por obturación de la tubería de toma de muestras en ambos digestores, evidencia que demostraba la existencia de un volumen muerto en ambas unidades. La Figura 3 muestra la concentración de bromo en los diferentes puntos de muestreo excluyendo la serie de las muestras de salida por mostrar un comportamiento anómalo en ambos digestores (un cortocircuito en el digestor 1 y valores muy bajos en el digestor 2). Los dos digestores mostraron un comportamiento similar con tendencia decreciente confirmando la robustez del ensayo de trazadores con Bromuro de potasio y un comportamiento de reactor continuo de tanque agitado (RCTA).

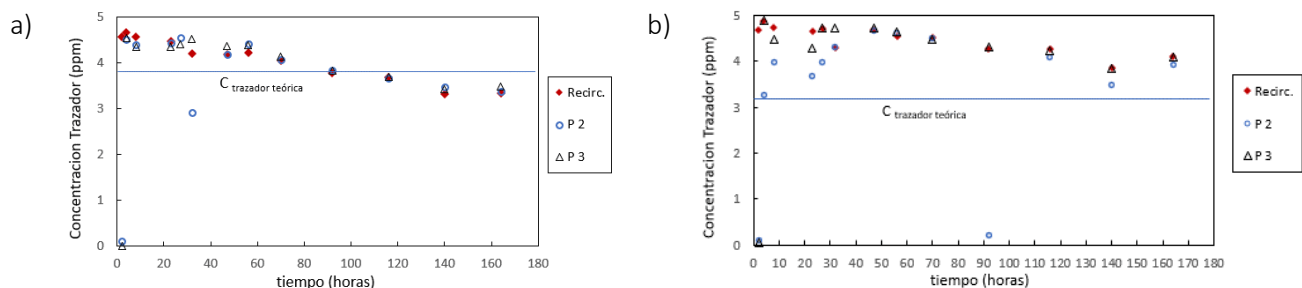


Figura 3: Evolución de la concentración de trazador en el digestor 1 (a) y el digestor 2 (b).

A partir de la concentración media obtenida entre las 2 y las 8 horas de ensayo y la ecuación (1), se obtuvo un volumen muerto de $[13,89 \pm 1,86]$ % en el D1 y de $[11,22 \pm 0,81]$ % en el D2. La existencia de este volumen muerto era esperable puesto que el punto P1 se encontraba obturado. Esto implicaba que no todo el volumen disponible se encontraba activo para llevar a cabo el proceso de DA.

Por otro lado, se ha obtenido la evolución del UI con la ecuación (2) (ver Figura 4) que muestra una evolución descendente en las dos unidades. El IU mostró unos valores cercanos a 0,1 a las 4 horas mostrando una

mezcla aceptable y a partir de las 8 horas se detecta una mezcla homogénea completa. La evolución del IU indicó una buena capacidad de mezcla del actual sistema de agitación mediante lanzas de biogás que consiguió diluir el trazador concentrado, desde más de 10^5 ppm del pulso inicial hasta casi 3,9 ppm, la concentración teórica de un tanque perfectamente agitado. Estos tiempos del IU se han empleado para la planificación de los tiempos mínimos de agitación, siendo siempre superiores a las 4 horas.

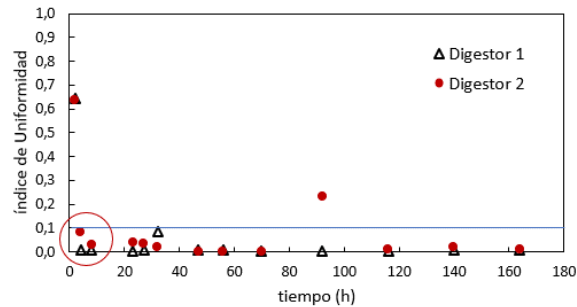


Figura 4: Evolución del IU en ambos digestores.

3.2. Resultados del modelo CFD

El modelo CFD ha sido validado gracias a la reproducción del experimento con trazadores virtuales mediante simulación, obteniendo unos resultados muy similares a los del experimento real. Tras el cálculo del modelo, se ha observado que la velocidad del fango dentro del digestor alcanza los 2 m/s como máximo, siendo las zonas con mayor velocidad las asociadas a la parte central (Figura 5a), donde se ubican las 14 lanzas de biogás. La velocidad media obtenida se estableció en 0,14 m/s, tan sólo un orden de magnitud por debajo de la velocidad máxima, lo que señala que el sistema de agitación promueve la mezcla global de todo el fango en el digestor anaerobio. También se observó que el sistema de agitación por lanzas de biogás promueve una célula convectiva clara y ordenada que favorece la mezcla del lodo siguiendo una configuración de RCTA: el biogás arrastra por la columna central el fango, que posteriormente desciende por la parte periférica y es impulsado nuevamente por la columna de biogás hacia la parte superior (Figura 5b).

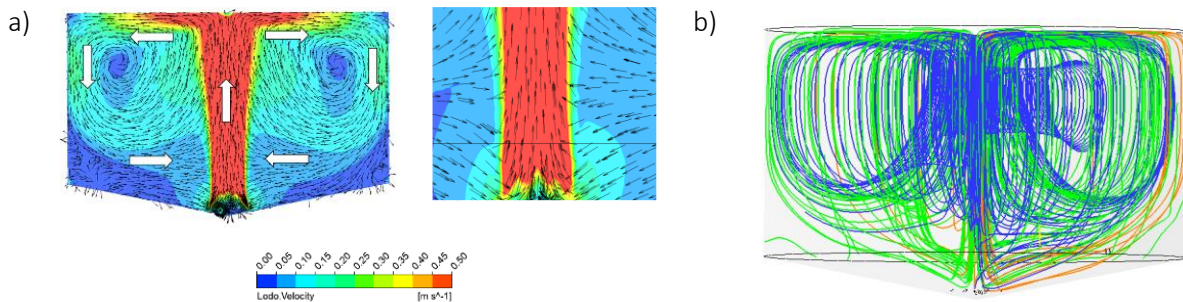


Figura 5: Distribución de las velocidad y vectores en un plano vertical que pasa por las lanzas de inyección de gas y detalle de la zona inferior cónica (a.) y líneas de corriente desde diferentes puntos (b).

Por otro lado, el digestor mostraba una zona de baja velocidad intrínseca a esta configuración que se ha localizado en la parte cónica y periférica y que se ha cuantificado en un 8% del volumen total siguiendo criterios de bibliografía (Arnau, 2022) (ver Figura 6a). Estas zonas son las susceptibles de la formación de volúmenes muertos que podrían llegar a incrementarse con el paso del tiempo llegando a los valores medidos experimentalmente en ambos digestores (alrededor del 12%). Además, se realizó la verificación del volumen muerto mediante el vaciado de los dos digestores, que mostraron zonas estancadas con signos

de sedimentación, coherentes y de acuerdo con lo determinado experimentalmente con los trazadores y calculado mediante técnicas de simulación CFD.

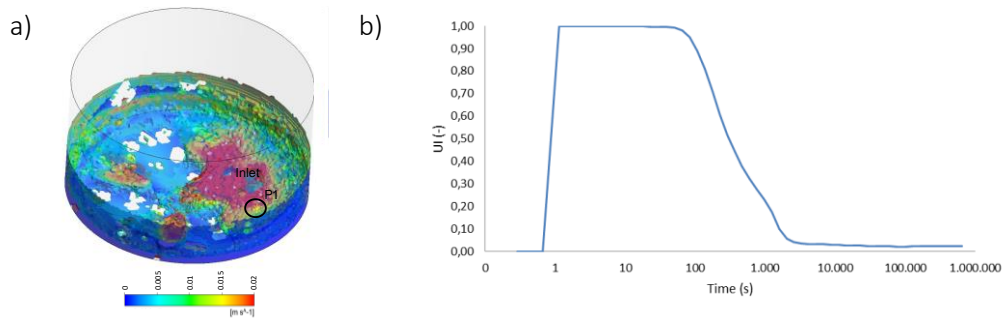


Figura 6: Localización del volumen muerto (a) y evolución del IU (b) del modelo CFD.

La simulación transitoria que reproducía el ensayo experimental mediante trazadores ha mostrado un cortocircuito entre la entrada de fango fresco y la salida de fango digerido. Por este motivo, se ha recomendado la modificación futura de la localización y dirección de la tubería de entrada de fango fresco. El IU se ha calculado también mediante estas simulaciones transitorias (ver Figura 6b), donde se ha obtenido que la mezcla completa y homogénea del trazador se alcanza antes de las 4,5 horas de ensayo, valor muy similar al obtenido experimentalmente en el ensayo de trazadores inertes. Además, se han realizado simulaciones transitorias desde un escenario con la agitación apagada hasta un escenario con la agitación encendida para definir los ciclos de intermitencia. En estas simulaciones, se ha concluido que el sistema de agitación será capaz de mantener el digestor nuevamente mezclado en poco tiempo después de un ciclo de paro (alrededor de 5 horas).

3.3. Resultados de la monitorización de la agitación intermitente

Gracias a los resultados y conclusiones de las anteriores pruebas hidrodinámicas, los ciclos que se establecieron para la monitorización de la agitación intermitente fueron los siguientes:

1. **FASE 1. Duración 1 mes.** Agitación en continuo en ambos digestores tras su vaciado completo.
2. **FASE 2. Duración 3 meses.** Digestor 1 como control con agitación en continuo y digestor 2 con intermitencia de la agitación:
 - 2.1 Agitación OFF 2h /Agitación ON 6h (2 ciclos/día). Duración un mes. Parada del 16% del tiempo/día.
 - 2.2 Agitación OFF 2h /Agitación ON 4h (3 ciclos/día). Duración un mes. Parada del 25% del tiempo/día.
 - 2.3 Agitación OFF 4h /Agitación ON 4h (2 ciclos/día). Duración un mes. Parada del 33% del tiempo/día.

Los parámetros monitorizados se escogieron con el fin de evaluar fallos en el proceso de DA y detectar la sedimentación o formación de volúmenes muertos en el digestor 2 con agitación intermitente.

Tabla 2: Análisis de la temperatura y pH durante el período de monitorización.

FASE	Temperatura			pH		
	Media D1	Media D2	Diferencia relativa (%)	Media D1	Media D2	Diferencia relativa (%)
1	38,9	38,4	-1,29	7,21	7,22	0,14
2.1	38,3	39,0	1,78	7,28	7,30	0,32
2.2	39,9	39,4	-1,27	7,27	7,26	-0,07
2.3	39,3	40,1	2,10	7,27	7,25	-0,15

Como se observa en la Tabla 2, la diferencia porcentual entre ambos digestores ha sido menor al 3% para la temperatura y menor al 0,5% en el caso del pH, indicando que no hay variaciones en la mezcla y homogeneización entre los digestores y no hay acumulación de ácidos o fallo del proceso en el digestor 2.

Respecto a la producción de biogás y la composición de metano, éstos también se monitorizaron para comprobar si existían variaciones o fallo del proceso como resultado de la agitación intermitente. La evolución temporal de la producción de caudal de biogás (ver Figura 7) ha mostrado que ambas unidades han producido el mismo caudal con puntuales alteraciones diarias. En la concentración de metano tampoco se han reportado disminuciones ni aumentos en el digestor 2.

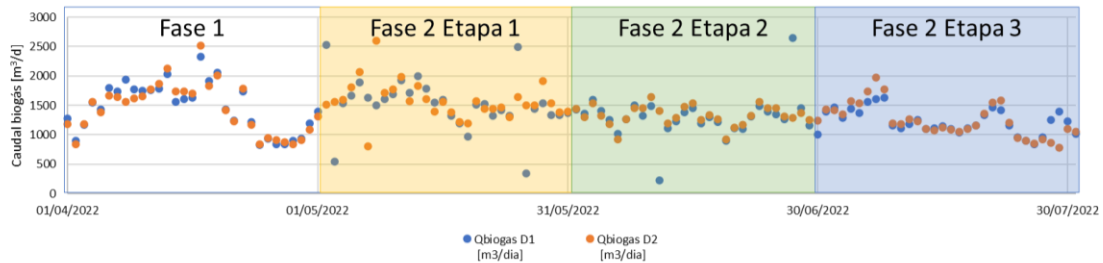


Figura 7: Evolución temporal del caudal de biogás durante el período de experimentación.

La concentración de sólidos se ha considerado como indicador de procesos de sedimentación y formación de volúmenes muertos. Su concentración ha sido muy parecida en ambos digestores donde simplemente se han experimentado variaciones en torno a un 5%, típicas por la propia variación del fango influente o error asociado al muestreo y análisis. Por otro lado, la monitorización de la concentración de sólidos con las catas a diferentes alturas no ha mostrado una tendencia a la sedimentación (ver en la Figura 8 la cata 1, la de mayor profundidad) y las diferentes catas muestran una alta dispersión probando que ambos digestores se comportan como un RCTA. En el caso del digestor 2 con agitación intermitente, no se ha observado un aumento por lo que no han aparecido fenómenos de estratificación o volúmenes muertos de forma que, se puede afirmar que estos ciclos de intermitencia de la agitación no han significado ningún perjuicio a nivel hidrodinámico.

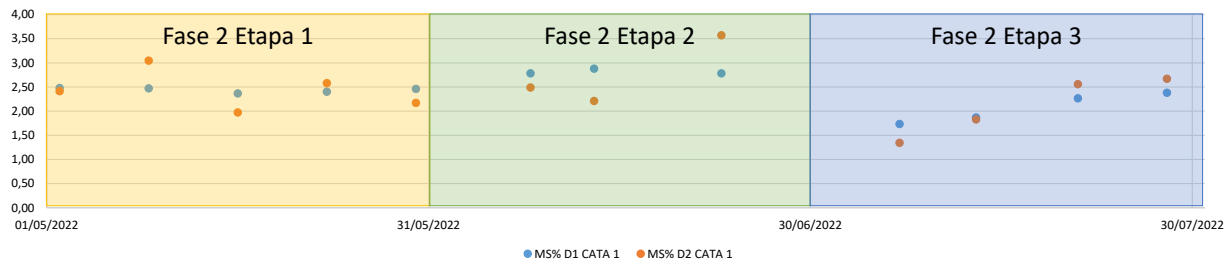


Figura 8: Evolución temporal de la concentración de sólidos en la cata 1 en los dos digestores durante el período de experimentación.

En lo referente al rendimiento del proceso de DA, también se ha monitorizado el porcentaje de sólidos suspendidos volátiles (valores medios entre [55-59%]) y se ha comprobado que el rendimiento de reducción de volátiles se ha mantenido constante durante las 4 fases de experimentación. Finalmente, a través de la monitorización de la concentración de metano, se ha comprobado que la calidad del biogás obtenido se mantiene constante.

4. Conclusiones

Se ha realizado un diagnóstico hidráulico innovador de la etapa de digestión anaerobia de la EDAR mediante técnicas experimentales y de modelización computacional a escala real.

El ensayo de trazadores ha resultado robusto con el Bromuro de potasio y el plan de muestreo planteado siendo los resultados en ambos digestores son similares: su comportamiento es el de un RCTA y ambos presentan un volumen muerto de un 13,89% en el digestor 1 y de un 11,22% en el digestor 2. El IU muestra

que ambos alcanzan la homogeneidad entre las 4 y las 8 horas, lo que garantiza la idoneidad del sistema de agitación para estos dos digestores anaerobios de 5000 m³.

El modelo CFD bifásico se ha validado con los resultados de los trazadores mediante una simulación transitoria y ha demostrado un patrón del fango claro y ordenado en relación con la columna central de biogás. La velocidad media del fango es de 0,14 m/s que se considera favorable para producir una mezcla óptima en el interior de un digestor de estas dimensiones. También se ha observado que un 8% del volumen total del digestor es susceptible de la formación de volúmenes muertos. Adicionalmente, se ha realizado una simulación transitoria de la agitación intermitente con la que se ha concluido que el sistema de agitación permitirá la mezcla completa en aproximadamente 5 horas después de la parada del mismo.

A partir de estos resultados, se ha definido un protocolo de agitación intermitente que se ha llevado a cabo satisfactoriamente en la EDAR durante 3 meses: se ha probado 3 ciclos de tiempo de agitación-paro diferentes donde el tiempo de paro representaba para la agitación el 16%, 25% y 33% del tiempo al día durante 1 mes cada uno. La temperatura, pH, caudal de biogás, composición de metano, concentración de sólidos y composición de materia volátil han sido monitorizados durante todo el periodo experimental sin variaciones apreciables entre los modos de funcionamiento de la agitación.

De esta forma, se puede concluir que este nuevo régimen de agitación intermitente mantiene el rendimiento del proceso de DA a escala real y no supone ningún riesgo a la operación, relacionado con problemas hidrodinámicos en el interior de los digestores. En términos energéticos, considerando 2 unidades de digestión y que cada equipo de agitación es de 30kW, el ahorro energético supone un tercio de la energía consumida. En este estudio, se ha demostrado que la combinación metodológica de ensayos experimentales con trazadores inertes y la modelización CFD resulta beneficiosa para la optimización de la agitación en digestores anaerobios que permiten el tratamiento de fango y residuos orgánicos para su estabilización y la obtención de biogás.

Agradecimientos

Los autores agradecen el esfuerzo y ayuda prestada por el personal de la EDAR de estudio.

Referencias

ANSYS CFX, 2020. User Manual, Release 2020 R2.

Arnau, R., 2022. Hydrodynamic and biochemical Computational Fluid Dynamic modelling of full-scale anaerobic digesters for wastewater treatment. Universitat Jaume I.

Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Sci. Technol.* 45, 65–73. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.678>

Dapelo, D., Bridgeman, J., 2018. Assessment of mixing quality in full-scale, biogas-mixed anaerobic digestion using CFD. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.036>

Leite, W., Magnus, B.S., Guimarães, L.B., Gottardo, M., Belli Filho, P., 2017. Feasibility of thermophilic anaerobic processes for treating waste activated sludge under low HRT and intermittent mixing. *J. Environ. Manage.* 201, 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.069>

Levenspiel, O., 1999. *Chemical reaction engineering*, 3rd ed, Ind. Eng. Chem. Res. <https://doi.org/10.1021/ie990488g>

Lindmark, J., Eriksson, P., Thorin, E., 2014. The effects of different mixing intensities during anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Manag.* 34, 1391–1397. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.006>

DERIVACIÓN PARA MONITOREO DE BIOGÁS EN POZOS DE VENTEO DE RELLENOS SANITARIOS

López Gasca, Sergio Omar¹; Hernández Berriel, María del Consuelo¹; Buenrostro Delgado, Otoniel²; Lobo García de Cortázar, Amaya³; Mañón-Salas, María del Consuelo⁴; Mondragón Zarza, Eloy¹

¹Tratamiento de contaminantes y aprovechamiento de residuos, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México.

²Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.

³Departamento de Aguas y Ciencias y Tecnologías Ambientales, Grupo de Ingeniería Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad de Cantabria, Campus Santander, España.

⁴Representante Legal de la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C., México.

* mhernandezb@toluca.tecnm.mx

Resumen

En México los Rellenos Sanitarios (RESA) son el método adecuado para la disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y Residuos de Manejo Especial (RME) de acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003; la cual determina los requerimientos de construcción y operación que garantizan el menor impacto al ambiente; entre ellos destaca la conducción, el control y el monitoreo de biogás, ya que es una de las fuentes antropogénicas importante de CH₄. El objetivo de este trabajo fue determinar la viabilidad de Derivación Y en pozos de venteo de RESA. Se adaptaron derivaciones de PVC a 45° en tres pozos de venteo de biogás en el RESA de Tenango del Valle, Estado de México; y se realizaron mediciones de composición y flujo de biogás, con el analizador de gases GEM 2000 plus y su ACCU-FLO, ambos de la marca LANDTEC. Las mediciones se realizaron después de la inyección de lixiviados en los pozos. Los resultados de las mediciones mostraron composiciones similares de CH₄ y CO₂. El flujo en la derivación fue menor que en la salida vertical, por lo que se elaboró un modelo matemático. Cabe mencionar que la derivación facilita la adición de lixiviados a la celda donde se encuentra el pozo modificado. La adaptación de la Derivación Y en cada pozo y el modelo matemático permite realizar su monitoreo, sin requerir que sea destapado (quitar suelo con pala) y desarmado (deshabilitar el quemador), con lo que se ahorra tiempo y la mano de obra de un trabajador.

Palabras clave: derivación; pozos de venteo; relleno sanitario; viabilidad.

1. Introducción

En México de acuerdo con el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990 – 2019 (INECC, 2021), se emitieron en el 2019 cerca de 736 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂e), siendo el 7,0% proveniente del manejo de residuos, de los cuales el 3,9% correspondió a sitios de disposición final (SDF). El CO₂e corresponde a la suma de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), hidrofluorocarbonos (HFCs), perfluorocarbonos (PFCs), trifluoruro de nitrógeno (NF₃) y hexafluoruro de azufre (SF₆), multiplicados por su potencial de calentamiento global (GOBMEX, 2021).

Los SDF son regulados por la NOM-083-SEMARNAT-2003, que menciona las “Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un SDF de residuos sólidos urbanos y de manejo especial” (SEMARNAT, 2004). Esta norma comprende los sistemas de extracción, captación, conducción y control de biogás y lixiviados, solicitando quema o aprovechamiento de biogás y para el caso de los lixiviados, se deben de recircular en las celdas de residuos.

Sin embargo, de acuerdo con el Diagnostico Básico para la Gestión Integral de Residuos publicado por la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT,2020), solo el 9,7% de los SDF cuentan con infraestructura para la captura de biogás y el 16,3% con captación de lixiviados, indicio que no se está controlando lo que se genera, por lo que se están emitiendo gases de efecto invernadero sin control y que los lixiviados no se están recirculando a las celdas, con el riesgo de contaminación a los cuerpos de agua cercanos. Entre las razones por las que no se tiene esta infraestructura en los SDF, se encuentra el costo, que también comprende el monitoreo de los pozos de biogás.

Con el fin de facilitar el monitoreo de biogás en los pozos de un Relleno Sanitario (RESA), el objetivo de este trabajo fue determinar la viabilidad técnica de implementar una “Derivación Y” en dichos pozos.

2. Metodología

El presente trabajo comprendió cuatro etapas, las cuales se muestra mediante un diagrama de bloques en la Figura 1.

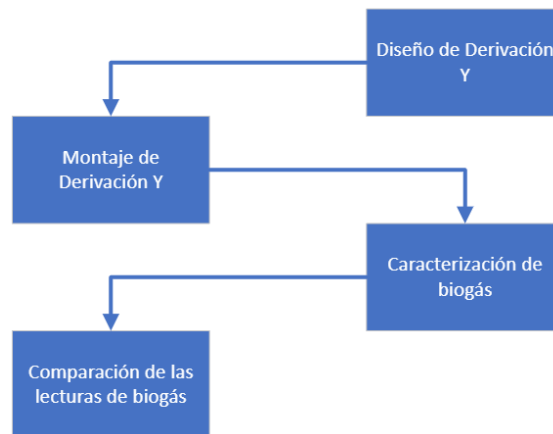


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología

2.1 Diseño de Derivación Y

Para el diseño de la “Derivación Y”, se tomó como base la adaptación empírica de una ramificación observada en uno de los pozos del RESA de Tenango del Valle, Estado de México. Después de gestionar con la empresa que opera dicho RESA, se recabó información con los operadores del sitio para conocer sus necesidades y se tomaron medidas físicas en los diferentes pozos. Con los datos colectados se realizó el diseño de la “Derivación Y” en el programa de AutoCAD® y se cotizaron materiales, para presentar la propuesta al Gerente General del RESA.

2.2 Montaje de Derivación Y

Una vez aprobado el diseño de la “Derivación Y” y con el apoyo del material requerido por parte de la empresa que opera el SDF, se visitó para realizar el armado y montaje en tres pozos de venteo, dos pozos en la celda saneada y uno en la celda clausurada.

2.3 Caracterización de biogás.

Una vez instalada la “Derivación Y” en cada uno de los pozos, se realizaron mediciones con el analizador de gases portátil GEM2000 plus y el ACCU FLO, ambos marca LANDTEC. Las lecturas en el pozo vertical se llevaron a cabo tapando la salida de la “Derivación Y” y viceversa, cuando se hicieron las lecturas en “Derivación Y” se tapó la salida vertical. Las mediciones se realizaron lunes, miércoles y viernes, en temporada de estiaje y en tres momentos diferentes (mañana, medio día y tarde), registrando por triplicado flujo, CH₄ y CO₂.

2.4 Comparación de las lecturas de biogás.

Se llevo a cabo la comparación de las mediciones de las lecturas de la “Derivación Y” con respecto a la salida vertical, utilizando gráficas bidimensionales y, se seleccionó la ecuación con mejor ajuste mediante mínimos cuadrados con el software Excel®.

3. Resultados

3.1 Diseño de Derivación Y.

Para conocer a mayor detalle la derivación empírica implementada en uno de los pozos del RESA de Tenango del Valle, Estado de México, se solicitó apoyo al Gerente General y al Gerente Operativo, para que su personal destapara el pozo en mención. Se pudo observar que la ramificación interfería con la salida de biogás y su inclinación tenía más de 60°. Para los operadores el objetivo de esta ramificación era facilitar la recirculación de lixiviados, sin tener que retirar el quemador (Figura 2a). Se investigó en las ferreterías más grandes de Toluca los tipos de conectores para ramificaciones en PVC Cédula 20, eligiéndose el tipo Y de 6”. Para el diseño de la “Derivación Y” en AutoCAD®, se tomaron en cuenta las dimensiones de los conectores de PVC Cédula 20 y la longitud requerida por el ACCU-FLO, cuidando que al introducirlo no interfiriese con el flujo de biogás, ya que está fabricado con las dimensiones necesarias para que el analizador de gases GEM2000 plus, pueda tomar lecturas de flujo (Figura 2b).



Figura 2. a) Pozo de venteo con derivación de operadores b) Diseño de Derivación Y

3.2 Montaje de Derivación Y.

Para el montaje de las Derivaciones Y, el Gerente General solicitó que se consideraran tres pozos de venteo, los cuales corresponden a los pozos 3 y 4 de la celda saneada (Punteado color amarillo) y 5 de la celda clausurada (Punteado color rojo) (Figura 3).



Figura 3. Localización de pozos para estudio

Una vez que se aprobó el diseño y que se contó con el apoyo por parte de la empresa “Constructora y Operadora de Rellenos Sanitarios S.A. de C.V.” para la compra de los materiales para la elaboración de la “Derivación Y”, se realizó el armado y colocación en los pozos 3, 4 y 5, como se muestra en la Figura 4.



Figura 4. a) Destapado de pozo b) Montado de partes c) Pozo con Derivación Y

3.3 Caracterización de biogás

Una vez que se instalaron las derivaciones, se realizaron mediciones en los pozos. Las lecturas se llevaron a cabo insertando primero el ACCU-FLO en la salida vertical y tapando la Derivación Y; posteriormente se insertó el ACCU-FLO en la Derivación Y y se tapó la salida vertical (Figura 5).



Figura 5. a) Lectura en salida vertical. b) Colocación de ACCU-FLO en Derivación Y.

En la Tabla 1 se muestran como ejemplo algunos de los valores promedio de las lecturas de los pozos, obtenidos de las mediciones en tres momentos del día: mañana, 12:00 horas y tarde.

Tabla 1. Valores promedio de las lecturas de los pozos con Derivación Y

CH ₄ (%)		CO ₂ (%)		Flujo (m ³ /h)	
Salida vertical	Derivación Y	Salida vertical	Derivación Y	Salida vertical	Derivación Y
56,69	56,63	42,96	42,94	10,80	8,60
55,31	54,90	42,11	41,98	13,03	11,25
56,94	56,86	42,53	42,59	11,42	8,95

3.4 Comparación de las lecturas de biogás.

Las Figuras 6, 7 y 8, presentan las comparaciones bidimensionales para CH₄, CO₂ y Flujo. Las lecturas de CH₄ y CO₂ se ajustaron a una ecuación lineal con una R² superior a 0,97, sin embargo para el ajuste de las mediciones de flujo se utilizó una ecuación de cuarto orden obteniéndose una R² de 0,96, lo cual puede atribuirse a las variaciones naturales que tiene el flujo de biogás.

Los modelos matemáticos obtenidos han permitido realizar las caracterizaciones de biogás y las mediciones de los flujos de los pozos donde se realizaron las adaptaciones, sin que haya necesidad de desmantelar cada pozo.

Aunado a lo anterior, las Derivaciones Y colocadas en los pozos 3 y 4 de la celda saneada y 5 de la celda clausurada (Figura 3), han evitado que se quite su quemador y han permitido insertar la manguera con la que se realiza la inyección de lixiviados sin que ésta se estrangule, lo cual ocurría cuando se colocaba dentro del tubo vertical. Cabe mencionar que en la NOM-083-SEMARNAT-2003 no existe alguna indicación que contravenga el uso de adaptaciones para recircular lixiviados (SEMARNAT, 2004).

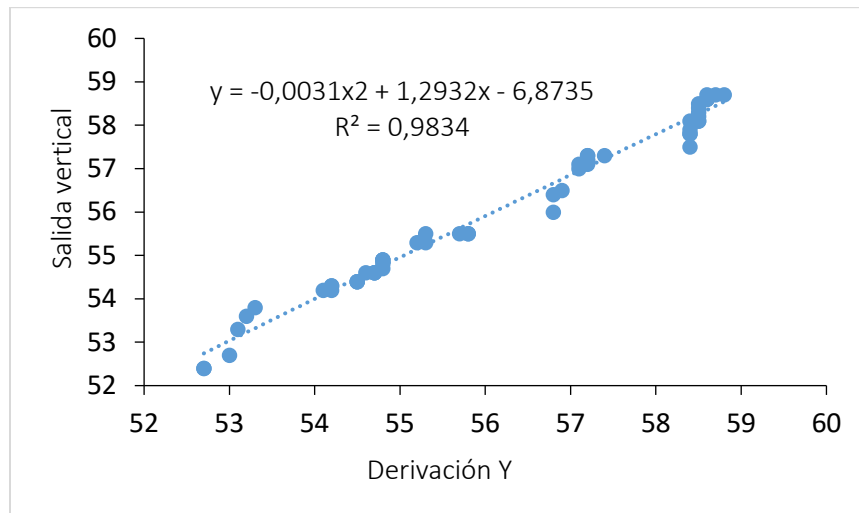


Figura 6. Ajuste para las lecturas de CH₄ en porciento volumen

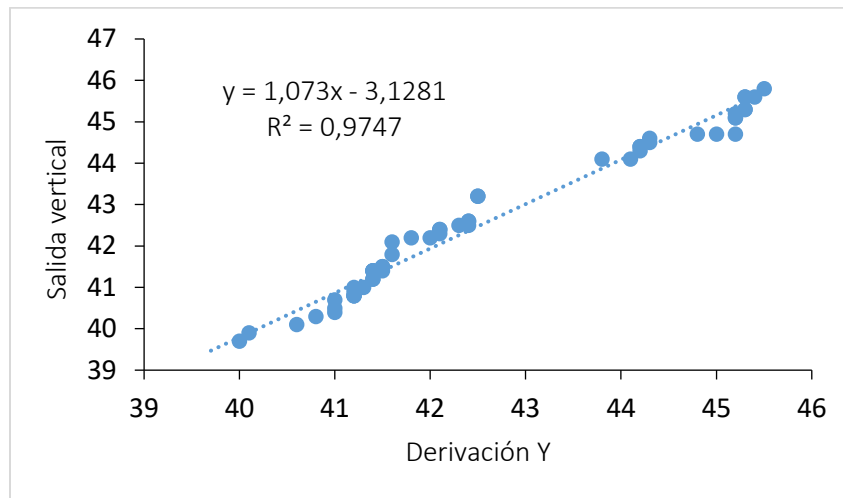


Figura 7. Ajuste para las lecturas de CO₂ en porciento volumen

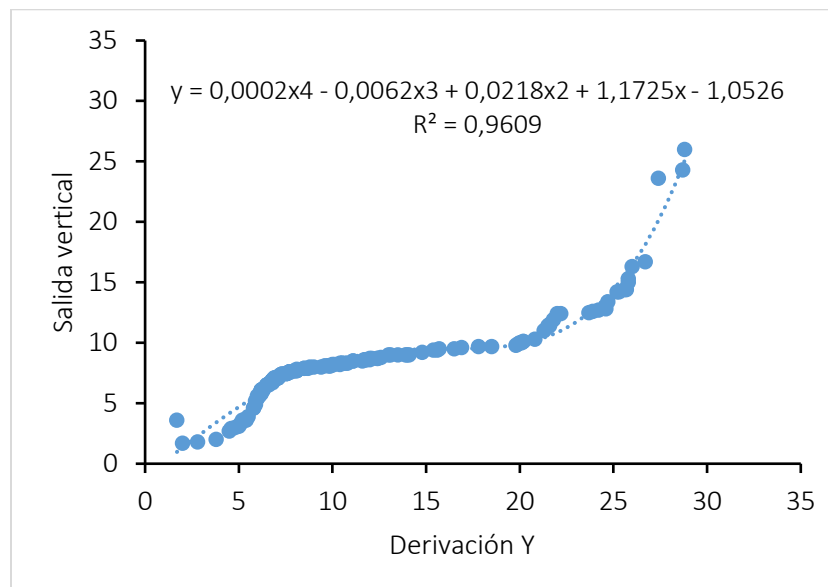


Figura 8. Ajuste para las lecturas de flujo en m³/h

4. Conclusiones

Con el diseño descrito en este trabajo se obtuvo que la mayor diferencia en promedio de las mediciones entre la salida vertical y su respectiva Derivación Y para CH₄ fue de 0,41%, para CO₂ de 0,13% y para el flujo 2,47 m³/h.

El ajuste superior a 0,96 de R² de los modelos obtenidos para las composiciones de CH₄ y CO₂, así como para el flujo de biogás, permite realizar con confianza las mediciones en las Derivaciones Y de los pozos 3, 4 y 5 del RESA de Tenango.

El uso de las Derivaciones Y es técnicamente viable y cumple con el propósito de aminorar el trabajo de campo, facilitando tanto el monitoreo de biogás como la recirculación de lixiviados, sin tener que desmantelar cada pozo; lo cual abre la posibilidad de replicarse en otros pozos de RESA, donde el colocar sistemas de medición continuo es económicamente incosteable.

Agradecimientos

A la empresa “Constructora y Operadora de Rellenos Sanitarios S.A. de C.V.”, al C.P. Jesús Herrera Gerente General y al Ing. Ismael Martínez Gerente de Operaciones del Relleno Sanitario de Tenango del Valle, por el apoyo para acceder y modificar los pozos para realizar esta investigación.

Los autores agradecen al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, por las instalaciones y el apoyo mediante el proyecto de investigación “Propuesta para la operación de un relleno sanitario desde la perspectiva de la sostenibilidad” con clave 18196.23-P; así como al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por la beca otorgada para el estudio del Doctorado en Ciencias Ambientales.

Referencias

- GOBMEX (Gobierno de México), 2021. Presenta INECC el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990 – 2019. [WWW Document]. URL <https://www.gob.mx/inecc/articulos/presenta-inecc-el-inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero-1990-2019-284532?state=published> (accessed 12.01.2023)
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático), 2020. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGYCEI) 1990 – 2019. [WWW Document]. URL https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/671637/Edit_Factsheet_INEGYCEI_Rev_20.pdf (accessed 20.01.2023)
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2004. NOM-083-SEMARNAT-2003, que menciona las “Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un SDF de residuos sólidos urbanos y de manejo especial”. [WWW Document]. URL https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#gsc.tab=0 (accessed 15.12.22)
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y de Recursos Naturales), 2020. Diagnostico Básico para la Gestión Integral de Residuos. [WWW Document]. URL <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/555093/DiagnosticoBasicoGestionIntegralResiduosF.pdf.pdf> (accessed 13.01.2021)

ANÁLISIS DE LAS VARIABLES QUE DETERMINAN LA EFICIENCIA DEL BIOSECADO

Muzaber, Víctor Gamal¹; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Colomer Mendoza, Francisco¹

¹ INGRES Ingeniería de Residuos, Universitat Jaume I, Av. Sos Baynat s/n, 12071 Castellón, España
gamal@uji.es

Resumen

El proceso de biosecado se utiliza para disminuir la humedad de los biorresiduos dado que para ello se aprovecha el calor generado durante la degradación de la fracción orgánica presente en éstos. La eficiencia del proceso depende principalmente de factores metabólicos que determinan la actividad biológica de los microorganismos aeróbicos. También se deben tener en cuenta las variables del proceso, y las condiciones externas ambientales que influyen sobre la reducción de humedad.

El biosecado se considera un método sostenible dado que para elevar la temperatura del aire utilizado no requiere un aporte externo de energía frente a los métodos convencionales de secado. Además del ahorro energético, con este proceso se logra una reducción del peso húmedo de los residuos, lo cual disminuye considerablemente los costes relacionados con el transporte, y su impacto en el medioambiente dado que también se reducen las emisiones a la atmósfera.

El objetivo de este trabajo es determinar las variables metabólicas y de proceso que afectan, positiva o negativamente, el desarrollo del biosecado. Una vez definidas, se analizarán para conocer cuáles de estas pueden controlarse para favorecer la eficiencia del proceso y así definir los rangos óptimos de funcionamiento.

Palabras clave: biorresiduo, biosecado, humedad, variables.

1. Introducción

Los residuos sólidos compuestos por biomasa son generados en grandes cantidades y a partir de fuentes diversas, por lo tanto es importante destacar que la humedad de éstos representa una proporción significativa en su contenido másico, la cual varía según su origen. Entre los residuos que poseen una fracción orgánica biodegradable se consideran los provenientes de la actividad forestal o de poda, agrícola y agroalimentaria. Al analizar la humedad inicial de algunos de estos residuos, se encontró que para el césped fue del 77,7% (Colomer-Mendoza et al., 2013), y para residuos hortícolas fue del 82% al 95,5% (Robles-Martínez et al., 2010; 2012).

También se deben considerar como fuente de biomasa los lodos generados en depuradoras de aguas residuales, donde el contenido de humedad puede representar hasta un 88,3% de su masa (Huiliñir y Villegas et al., 2015).

En las plantas de tratamiento mecánico y biológico (PTMB) de los residuos sólidos urbanos (RSU) existen diferentes tipos de rechazos. En la etapa mecánica la fracción de biomasa del rechazo representó entre un 47% y un 60% (Muzaber et al., 2022; Montejo et al., 2011), con una humedad total correspondiente al rango inferior del 37,50% (Muzaber et al., 2022). En los procesos biológicos como el compostaje o la biometanización, la fracción orgánica de los rechazos se sitúa entre el 55,9% y el 96,5%, con una humedad que fue del 27,3 al 42,7% (Muzaber et al., 2022).

Partiendo de que el secado es un proceso de elevado consumo energético que busca eliminar el agua mediante su evaporación, se origina la necesidad de buscar la forma de reducir el uso de combustibles que requiere la generación del calor utilizado para el aumento de la temperatura del aire. Ante este contexto surge el proceso de biosecado como una alternativa sostenible al ser un fenómeno natural para generación de calor. El proceso consiste en utilizar el calor que desprende la biodegradación de la materia orgánica llevada a cabo por microorganismos aerobios. El calor generado se transmite por convección forzada aplicando un flujo de aire que circula atravesando la masa de biorresiduos y produciendo la evaporación del agua contenida en éstos (Colomer-Mendoza et al., 2013; Yuan et al., 2018). Además del ahorro energético, según Psaltis y Komilis (2019) con el biosecado se logra una reducción del peso húmedo de los residuos de entre el 30% y el 50%.

Así pues, el objetivo de este trabajo es determinar las variables que afectan directamente el metabolismo de los microorganismos, como también las que permiten controlar el proceso de biosecado. A su vez, se deben considerar las condiciones ambientales externas que afectan a la eficiencia del proceso. Una vez definidas, se analizarán para conocer cuáles pueden controlarse y de esta manera favorecer el proceso.

2. Metodología

A continuación se presentan las variables que diferentes investigaciones han tenido en cuenta al evaluar el proceso de biosecado. Se han considerado tres conjuntos de variables en función del grado de control del proceso, clasificándolas según las condiciones propias del sustrato que determinan la actividad metabólica de los microorganismos, las variables controlables del proceso y las condiciones externas. En la Figura 1 se pueden ver los tres conjuntos y las variables que los conforman respectivamente.

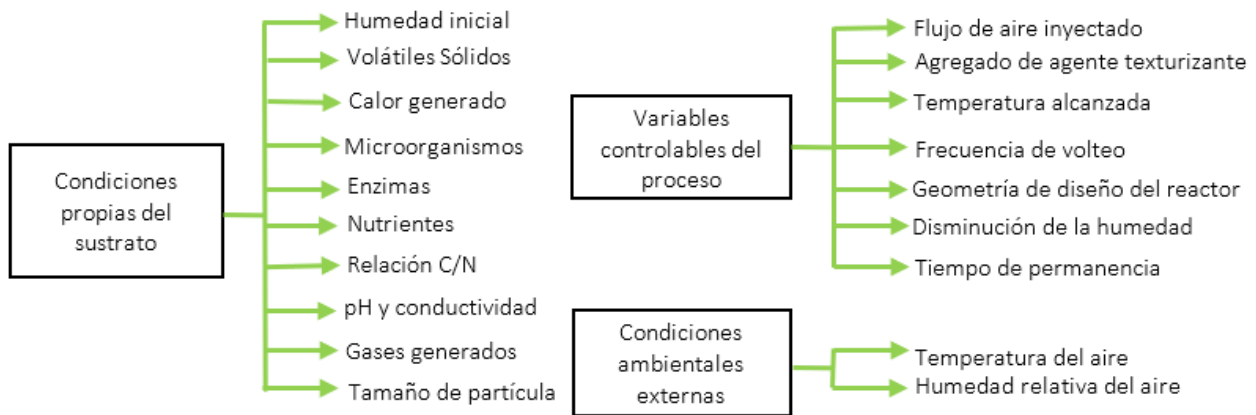


Figura 1: Árbol de variables

3. Desarrollo de las variables propuestas

En este apartado se analizarán las variables propuestas en la figura 1 y su importancia en el desarrollo de este proceso biológico para la eliminación de la humedad presente en la pila de residuos.

3.1. Condiciones propias del sustrato

A continuación se describen las características inherentes al residuo utilizado en el proceso de biosecado.

3.1.1. Contenido de humedad inicial

La humedad es un parámetro crítico en la tecnología de biosecado, dado que afecta a las complejas reacciones bioquímicas asociadas al metabolismo de los microorganismos. El contenido de humedad guarda una relación directa con la concentración de oxígeno dentro de la pila de biosecado, por lo que al

restringirse su disponibilidad debido a una humedad elevada, la actividad microbiana es menor (Huimilir y Villegas, 2015; Contreras-Cisneros et al., 2021). Por su parte, Assandri et al. (2021) establecieron que una humedad mayor al 65% representa una complicación para el suministro de oxígeno, y puede ocasionar condiciones anaeróbicas, mientras que una humedad menor al 40% podría disminuir la actividad microbiana. En tanto, Contreras-Cisneros et al. (2021) determinaron que la actividad microbiana se detiene completamente para una humedad menor al 30-35%.

3.1.2. Contenido de volátiles

El contenido de sólidos volátiles (VS) es un parámetro de suma importancia dado que se define como el “combustible” utilizado por los microorganismos para la generación de calor, el cual es directamente proporcional al grado de biodegradación de VS que se logre (Zhang et al., 2018; Yuan et al., 2018). A medida que se consuman más VS biodegradables, la temperatura de la pila de biosecado aumentará durante el proceso, favoreciendo la eliminación de agua si se prolonga la fase termofílica (Hao et al., 2019; Zhang et al., 2018). Por su parte, Huiliñir y Villegas (2015) determinaron que mientras se satisfaga la demanda de oxígeno de los microorganismos y se mantenga el contenido mínimo de humedad, un aumento en el flujo de aire no beneficiará la degradación de VS.

Al analizar la degradación biológica de VS, Yuan et al. (2019; 2018) registraron un máximo de 49,7% sobre el contenido inicial de VS para residuos de cocina, mientras que al mezclarlos con RSU, fue del 34,7%. Para lodos de depuradoras, se determinó un consumo de VS entre el 20% y el 43,5% (Wang et al., 2020; Hao et al., 2018). En un trabajo de Guerra-Gorostegi et al. (2021) realizado sobre lodos de celulosa, el valor fue de 6,9% a 14,9%.

3.1.3. Calor generado

La importancia de considerar el calor generado radica en que de este dependen las diferentes temperaturas que pueden alcanzarse durante el biosecado. Investigaciones como las de Ma et al. (2016), Huiliñir y Villegas (2015) y Yuan et al. (2018) establecieron un balance de energía considerando que el aumento de temperatura se da debido a la transferencia de energía tanto en forma de calor sensible por parte del aire de entrada seco, el vapor de agua presente, el agua en la materia prima y los sólidos secos, como en forma de calor latente para producir la evaporación. También consideraron los mecanismos de transferencia por conducción a través de las paredes del reactor y por radiación desde la parte superior del material. A su vez que se tuvieron en cuenta las pérdidas de calor que implica el volteo mecánico. Para el cálculo del calor generado es necesario conocer el consumo de VS por parte de los microorganismos y la entalpía o calor de biodegradación del residuo utilizado (Zhao et al., 2010; Zhang et al., 2018).

Las investigaciones para el biosecado de lodo de depuradoras llevadas a cabo por Zhao et al. (2010) y Huiliñir y Villegas (2015), determinaron que entre el 54% y el 72,6% del calor generado fue para evaporación del agua contenida, mientras que cuando se mezclan estos lodos con la fracción orgánica de los RSU (FORSU), al disminuir la humedad inicial de la mezcla por la menor humedad de la FORSU, el rango fue del 37,7% al 68,1% (Zhang et al., 2018; Ma et al., 2016).

3.1.4. Microorganismos, acción enzimática y nutrientes involucrados.

Al ser un proceso biológico, es necesario conocer en forma detallada los microorganismos que intervienen en el biosecado. De esta manera se buscará establecer las condiciones óptimas del entorno (humedad inicial, suministro de oxígeno y nutrientes) que aseguren un desarrollo eficiente de los microorganismos presentes en pos de lograr la disminución de la humedad. Para el caso de lodos de depuradoras usados como sustrato, Cai et al. (2016) determinaron que al inicio del proceso no se detectaron bacterias en grandes proporciones, mientras que al avanzar en la fase termofílica encontraron que los géneros dominantes fueron *Acinetobacter*, *Bacillus* y *Pseudomonas*. A través de la acción enzimática, las bacterias degradan sustancias orgánicas hidrolizables como carbohidratos, lípidos, proteínas y celulosa.

3.1.5. Relación C/N

Este parámetro establece la relación de carbono (C) con respecto al nitrógeno (N), siendo un factor importante dado que indica la presencia de nutrientes proteicos en el biorresiduo, cuyo valor ideal es del 20 al 25. La relación C/N para residuos de cocina va desde 18,5 a 26,9 (Yuan et al., 2018; Ma et al., 2016), para RSU es de 19,8 (Yuan et al., 2018) y para lodos de depuradoras de 6,54 a 7,8 (Ma et al., 2016; Huiliñir y Villegas, 2015).

3.1.6. Contenido de cenizas

El hecho de determinar el contenido de cenizas permite conocer el porcentaje de material inerte presente en la pila de biosecado. En un trabajo de Wang et al. (2020) indicaron que al ser material no biodegradable, su contenido no varía y esto afecta negativamente la generación de calor.

3.1.7. pH y conductividad

El pH y la conductividad (EC) son factores que influyen sobre la actividad de los microorganismos y es importante analizarlos durante el desarrollo del biosecado. Al analizar el pH en las pilas de biosecado, se considera que este disminuye debido a la volatilización de amoníaco y formación de ácidos orgánicos (Hao et al., 2019), mientras que aumenta con la acumulación de amonio durante la fase termofílica (Wang et al., 2020). Un pH 7 se considera óptimo para la degradación orgánica. Por su parte, la EC refleja la concentración de sales en el sustrato a biosecar, la cual aumenta durante la eliminación de agua, lo que podría afectar negativamente el desarrollo de microorganismos al actuar como inhibidor de estos. En una investigación sobre lodos de depuradoras, Wang et al. (2020) lograron que se desarrollase el biosecado con una EC inferior a 4,0 mS/cm, por lo tanto, a modo de referencia se puede considerar que el proceso funcionará con un EC inferior a ese valor. En una investigación de Ma et al. (2016) donde aplicaron biosecado a lodos y residuos de comida, obtuvieron respectivamente un pH de 6,58 y 6,28, mientras que las EC fueron de 1,39 mS/cm y 2,91 mS/cm.

3.1.8. Gases implicados en el proceso

El análisis y caracterización de los gases que escapan de las pilas de biosecado permite analizar la evolución del proceso. Se consideran emisiones contaminantes los compuestos orgánicos volátiles (VOCs), N₂O, NH₃ y H₂S, por lo que para retenerlas es necesario un biofiltro. En un trabajo de Guerra-Gorostegi et al. (2021) analizaron el CH₄ y N₂O como gases de efecto invernadero (GEI), mientras que determinaron que los VOCs, NH₃ y H₂S se producen durante la degradación aeróbica, y que los últimos dos son causantes de malos olores y afectan la salud de seres vivos. Para evaluar el metabolismo de la bacterias, Zhao et al. (2010) indicaron que este es elevado si el consumo de O₂ también lo es, mientras que Hao et al. (2019) midieron el CO₂ generado al considerarlo otro gas importante para evaluar la actividad de los microorganismos.

3.1.9. Tamaño de partícula del biorresiduo

Se considera que el tamaño de partícula del material orgánico afecta a la eficiencia del biosecado dado que puede facilitar o complicar la circulación de aire, Li et al. (2023) establecieron que este parámetro se encuentra correlacionado con la temperatura lograda y la eliminación de humedad. En su trabajo determinaron que con partículas de 3 mm para lodos de depuradoras se logra la mejor reducción de humedad debido a que hay mayor generación de calor, y también buena acumulación de este en la masa húmeda debido a la porosidad de la estructura.

3.2. Variables controlables del proceso

En lo que sigue se describen las variables que es posible controlar dentro de un rango de trabajo que permita aumentar la eficiencia del biosecado.

3.2.1. Flujo de aire inyectado

El flujo de aire es una variable elemental para el funcionamiento del proceso dado que de este depende el suministro de oxígeno necesario para el desarrollo de los microorganismos. Además, cumple con la función operativa de distribuir el calor generado en el resto de la pila a biosecar, como así también extraer del reactor el vapor de agua y el CO₂ que se producen. Es necesario controlar el flujo de aire ya que es posible que un exceso produzca que el secado sea por aire (convección forzada) y no por acción metabólica de las bacterias (Yuan et al., 2018, Cai et al., 2013). Se deben tener en cuenta las diferentes estrategias que existen para la inyección del aire, las cuales pueden ser de forma continua o intermitente. Según Shao et al. (2012) con la segunda fue posible lograr temperaturas más uniformes, y un mejor control de los patógenos y de la degradación de materia orgánica. Por su parte, Yuan et al. (2018) obtuvieron la mayor evaporación de agua con un flujo continuo. Shao et al. (2012) complementaron su investigación experimentando con flujos de aire a presión negativa y positiva. Como resultado se obtuvo una mejora en la degradación de volátiles y en la eliminación de agua por evaporación. Los valores de caudales para lodos de depuradoras pueden ir desde 0,49 a 6,1 L/min·kgVS (Zhang et al., 2018; Zhao et al., 2010); mientras que un estudio realizado por Colomer-Mendoza et al. (2013) para residuos de jardinería indicaron que la eliminación de agua lograda es similar para flujos de aire mayores a 2,5 L/min·kg m.s. Para RSU, el flujo de aire óptimo está comprendido entre 0,42 y 0,5 L/min·kg m.s. (Yuan et al., 2018; Psaltis y Komilis, 2019).

3.2.2. Agregado de agente texturizante

El agregado de materiales texturizantes (en inglés *bulking agent*, BA) es necesario para lograr un incremento del espacio libre (FAS por sus siglas en inglés *free air space*) existente en la estructura del biorresiduo. De esta manera, se favorece la circulación del aire para que pueda entrar en contacto con la mayor superficie posible de materia orgánica húmeda. Con un BA de pequeño tamaño, se aumenta la superficie de contacto pero los poros son pequeños, lo que permite una mejor retención del calor generado en la pila de biosecado. En la investigación llevada a cabo por Wang et al, 2020 indicaron que el agregado de BA modifica la humedad inicial del biorresiduo y el FAS, en dicho trabajo se utilizaron BA con elevado contenido de VS (>80%), baja humedad (de 3,5% a 4,7%) y una relación C/N mayor a 38,49. Mientras que Ma et al. (2016) analizaron la influencia del tamaño elegido del BA en el desarrollo del biosecado.

3.2.3. Temperatura alcanzada

Es importante conocer el perfil de temperatura durante la evolución del biosecado con el fin de detectar los picos o caídas de esta variable, dado que se deben analizar las causas que les dieron origen. Para esto es necesario determinar cuáles otras variables del proceso influyen sobre la temperatura. Se busca establecer las condiciones, que además de favorecer el aumento de la temperatura, la prolonguen en el tiempo una vez alcanzado su máximo valor posible (Ma et al. 2016). En tanto que estudios previos demostraron que las temperaturas más elevadas se lograron con flujos bajos de aire (Huiliñir y Villegas, 2015), de forma complementaria se debe evitar el colapso del sistema biológico de los microorganismos debido a una temperatura extremadamente alta (Ma et al. 2016).

La facilidad con que se degraden los diferentes compuestos orgánicos presentes en la pila de biosecado determinará las etapas de este proceso, considerando la fase mesofílica de 15 a 35°C (Ma et al., 2016), termofílica de 45 a 55°C y de enfriamiento, menor a 30°C (Zhao et al., 2010). En otras investigaciones, durante la fase termofílica se detectaron picos de 55,9°C (Ma et al., 2016); 73,4°C (Guerra-Gorostegi et al., 2021); y 68,4°C (Hao et al., 2019).

3.2.4. Frecuencia de volteo de la masa a biosecar

Otra operación mecánica de aireación que debe analizarse es el volteo, con el fin de establecer la frecuencia óptima de aplicación dado que esto consume tiempo y energía. Cai et al. (2015) determinaron que con el volteo mecánico se puede mejorar la eficiencia del biosecado ya que permite un control sobre la temperatura, mientras que Ma et al. (2016) establecieron que es posible alcanzar nuevos picos de temperatura mejorando las condiciones de aireación al exponer sustrato fresco sin degradar, y con una mayor porosidad. A su vez, es posible que disminuya la eficiencia si se realiza el volteo en un momento inadecuado del proceso (Yuan et al., 2018). En un experimento llevado a por Zhao et al. (2010), determinaron que se eliminó más agua con una frecuencia de volteo de dos días que una de cuatro, y que el aumento del flujo de aire no mejora la eliminación de agua si se usa una frecuencia de volteo elevada.

3.2.5. Geometría de diseño del reactor

Por último, es importante considerar en este análisis el diseño del esquema geométrico del reactor donde se lleva a cabo el proceso de biosecado. En la Figura 2 se observa que la forma en que se dispone la masa de residuos puede ser mediante pilas cilíndricas verticales (a) o hileras horizontales (b), y en estas últimas se puede incorporar como mejora el uso de radiación solar mediante invernadero. El diseño debe contar principalmente con una estructura cerrada con base perforada, un sistema de aireación y un sistema automático de medición para controlar las variables más importantes que se han citado anteriormente en este trabajo. De forma complementaria se puede incorporar un calentador de aire en la entrada y un filtro de sílice para secarlo, un biofiltro y un condensador para los gases de salida. El reactor vertical puede considerarse adiabático si se aísla térmicamente. Existen también diseños de tambor rotatorio para favorecer el volteo mecánico.

Al analizar la disminución de humedad en distintos diseños de biorreactores con lodos de depuradoras, se observó que los de tipo horizontal lograron una reducción de entre el 48,1% en 21 días y el 89,9% en 20 días (Ma et al., 2016; Wang et al., 2020), mientras que para el diseño vertical se logró reducir entre un 68,2% en 20 días y un 79,7% en 16 días (Zhao et al., 2010; Hao et al., 2018).

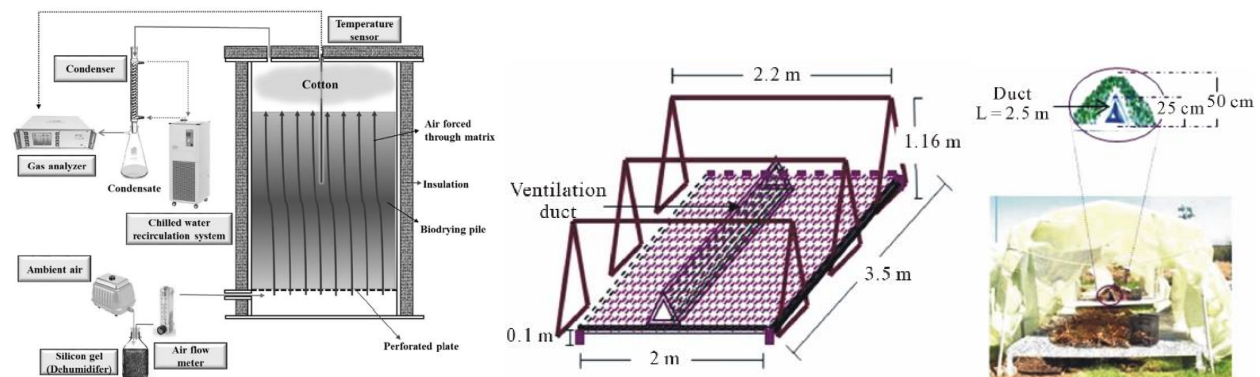


Figura 2. (a) Diseño vertical (Hao et al., 2018); (b) Diseño horizontal con invernadero (Robles-Martínez et al., 2012).

3.2.6. Variación de la humedad durante el biosecado

El grado alcanzado en la eliminación del agua contenida es un parámetro esencial para analizar el proceso del biosecado dado que determina su eficiencia (Hao et al., 2018). Se debe tener en cuenta que el biosecado se logra principalmente por la evaporación del agua libre, la cual es eliminada mediante la convección forzada de aire, mayormente en la etapa termofílica (Cao et al., 2013). Para residuos con baja porosidad, Guerra-Gorostegi et al. (2021) indicaron que es posible eliminar el agua contenida entre un 45 y un 60%, y si se agregan otros compuestos que mejoren la porosidad (BA), se puede mejorar a un rango de entre 60 y 90% (Zhang et al, 2018; Hao et al. 2018).

3.2.7. Tiempo de permanencia

La duración del proceso es un parámetro de diseño fundamental que sirve para definir la capacidad del biorreactor donde se llevará a cabo éste. Se considera una variable dependiente, ya que puede modificarse en función del grado de eliminación de agua que pretenda lograrse y de las diferentes operaciones mecánicas existentes para acelerar el proceso. Yuan et al. (2018) determinaron que se eliminó el 90% de agua a los 14 días, y al aumentar el flujo de aire fue de 12 días. Por su parte, Robles-Martínez et al. (2012) establecieron que cuando la temperatura medida en la capa interior de la pila de biosecado es igual a la de su superficie, indica que el proceso ha terminado. Para su investigación esto se observó al día 16, donde la curva reducción de peso-tiempo comenzó a ser asintótica marcando el fin del proceso biológico.

3.3. Condiciones ambientales externas

La ubicación geográfica debe considerarse dado que las condiciones climatológicas afectarán en el proceso, principalmente las características del aire utilizado, tales como la humedad relativa del ambiente y su temperatura. Al aumentar la temperatura del aire disminuye su humedad, por lo que se logra una mejor capacidad de secado, mientras que una baja humedad relativa acelera la evaporación. La temperatura ambiente del medio circundante donde se instala el reactor influirá en el balance de energía debido a las pérdidas generadas por conducción a través de sus paredes, también tiene un efecto directo para diseños con efecto invernadero que aprovechen la radiación solar (Robles-Martínez et al., 2012).

4. Conclusiones

En función del análisis realizado en este trabajo, se concluye con que las características propias del sustrato deben adecuarse de manera que el ajuste sobre las variables de control dé como resultado un biosecado eficiente. Es decir, eliminar la mayor cantidad de agua en el menor tiempo posible y optimizando la aplicación de los métodos mecánicos de aireación para reducir el consumo de energía. Otro punto a destacar es la interrelación que existe entre los diferentes parámetros analizados, dado que modificar uno de estos impacta positiva o negativamente en el resto. A su vez es necesario determinar si el impacto es significativo para realizar el ajuste correspondiente con el fin de determinar las variables a modificar. Por lo tanto, es necesario realizar un estudio detallado del residuo para conocer sus propiedades físicas, químicas y biológicas, las cuales, y según corresponda, se modificarán para lograr las condiciones ideales para el desarrollo de los microorganismos involucrados. Dichas condiciones deberán mantenerse a lo largo de todo el proceso ejerciendo el control sobre las variables operacionales descritas.

Referencias

- Assandri, D., Pampuro, N., Giacomo, Z., Cavallo, E., Budroni, M., 2020. Suitability of Composting Process for the Disposal and Valorization of Brewer's Spent Grain. *Agriculture*. 11. 2. 10.3390/agriculture11010002
- Cai, L., Chen, T.B., Gao, D., Yu, J., 2016. Bacterial communities and their association with the bio-drying of sewage sludge, *Water Research*, Volume 90, 44-51, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.026>
- Colomer-Mendoza, F.J., Herrera-Prats, L., Robles-Martínez, F., Gallardo-Izquierdo, A., Piña-Guzmán, A.B., 2013. Effect of airflow on biodrying of gardening wastes in reactors. *J. Environ. Sci.* 25 (5), 865-872. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60123-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60123-5)
- Contreras-Cisneros, R., Orozco-Álvarez, C., Piña-Guzmán, A.B., Ballesteros-Vásquez, L., Molina-Escobar, L., Alcántara-García, S., Robles-Martínez, F., 2021. The Relationship of Moisture and Temperature to the Concentration of O₂ and CO₂ during Biodrying in Semi-Static Piles. *Processes*. 9. 520. <https://10.3390/pr9030520>

- Guerra-Gorostegi, N., González, D., Puyuelo, B., Ovejero, J., Colón, J., Gabriel, D., Sánchez, A., Ponsá, S., 2021. Biomass fuel production from cellulosic sludge through biodrying: Aeration strategies, quality of end-products, gaseous emissions and techno-economic assessment. *Waste Management*, 126, 487-496. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.036>
- Hao Z., Yang B., Jahng D., 2018. Spent coffee ground as a new bulking agent for accelerated biodrying of dewatered sludge, *Water Research*, 138, pp. 250 - 263, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.049>
- Hao, Z., Jahng, D., 2019. Variations of organic matters and extracellular enzyme activities during biodrying of dewatered sludge with different bulking agents. *Biochemical Engineering Journal*, 147, 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.04.001>
- Huiliñir, C., Villegas, M., 2015. Simultaneous effect of initial moisture content and airflow rate on biodrying of sewage sludge. *Water Research*, 82, 118-128. [doi:10.1016/j.watres.2015.04.046](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.046)
- Li, Q., Yang, Z., Kong, H., Zhang, K., Guo, H., Zheng, X., 2023. Synergistic Effects of Initial Moisture Content and Particle Size on Drying Rate and Heat Production during Bio-Drying of Sludge after Electro-Dewatering. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 11, 278–289. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c05429>
- Ma, J., Zhang, L., Li, A., 2016, Energy-efficient co-biodrying of dewatered sludge and food waste: Synergistic enhancement and variables investigation, *Waste Management*, Volume 56, 2016. Pages 411-422, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.007>
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., Márquez M.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering* 31 2135-2140. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2011.03.041>
- Muzaber, V.G., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., Carlos, M., 2022. Diseño de una instalación industrial de CSR a partir de rechazos procedentes de una planta de tratamiento mecánico y biológico. <http://hdl.handle.net/10234/201999>
- Psaltis, P., Komilis, D., 2019. Environmental and economic assessment of the use of biodrying before thermal treatment of municipal solid waste. *Waste Manag.* 83, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.007>
- Robles-Martínez, F., Piña-Guzmán, Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Effect of bulking agents addition to horticultural wastes in aerobic treatments, *Ingeniería agrícola y Biosistemas*. 2. 45-51. [10.5154/r.inagbi.2010.08.010](https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2010.08.010)
- Shao, L.M., He, X., Yang, N., Fang, J.J., Lü, F., He, P.J., 2012. Biodrying of municipal solid waste under different ventilation modes: drying efficiency and aqueous pollution, *Waste Management y Research*, 30(12):1272-1280, <https://doi.org/10.1177/0734242X12462278>
- Wang, K., Wang, Y.Y., Chen, T.B., Zheng, G.D., Cao M.K., Cai, L., 2020. Adding a recyclable amendment to facilitate sewage sludge biodrying and reduce costs. *Chemosphere* 256, 127009. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127009>
- Yuan J., Zhang D., Yun L., Li J., Luo W., Zhang H., Wang G., Li G., 2018. Effects of the aeration pattern, aeration rate, and turning frequency on municipal solid waste biodrying performance. *Journal of Environmental Management*, 218, 416-424. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.089>
- Zhang, D., Luo, W., Yuan, J., Li, G., 2018. Co-biodrying of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste: Role of mixing proportions, *Waste Management*, Volume 77, Pages 333-340, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.016>.
- Zhao, L., Gu, W.M., He, P.J., Shao, L.M., 2010. Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge. *Water Res.* 44 (20), 6144–6152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.002>

SESIÓN S5-2

OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN I



CAPTURA Y VALORIZACIÓN DE CO₂ MEDIANTE MATERIALES OBTENIDOS A PARTIR DE UN RESIDUO INDUSTRIAL

Gil, Antonio^{1*}; Santamaría, Leticia¹; Torrez-Herrera, Jonathan J. ¹; Muñoz, Helir Joseph¹; Jiménez, Alejandro²; Vicente, Miguel Ángel²; Korili, Sophia A.¹

¹INAMAT²-Departamento de Ciencias, Universidad Pública de Navarra, Pamplona, España

²GIR-QUESCAT-Departamento de Química Inorgánica, Universidad de Salamanca, Salamanca, España

*correo autor correspondencia: andoni@unavarra.es

Resumen

En este trabajo se presenta la valorización de los residuos peligrosos generados durante los procesos de fundición secundaria de aluminio mediante la síntesis de materiales tipo hidróxidos dobles laminares y hexaaluminatos como adsorbentes y catalizadores en los que participa el CO₂ como gas objetivo para su gestión. La composición de las escorias salinas es muy heterogénea incluyendo fracciones de productos no metálicos (20 a 50% en peso de varios óxidos), aluminio metálico y sales fundentes que restringen sus posibles aplicaciones. Estudios previos en nuestros grupos de investigación nos han permitido conocer las condiciones de extracción de una fracción del aluminio presente en las escorias y utilizar esta disolución como reactivo de partida para la síntesis de otros materiales. Así, la extracción alcalina permite obtener las condiciones de partida para la síntesis de hidróxidos dobles laminares; mientras que la extracción ácida permite obtener hexaaluminatos y materiales derivados de su estructura. Los materiales con mejores propiedades texturales (área superficial y volumen de poros) se han empleado como adsorbentes de CO₂, mientras que el resto se han utilizado como soportes de catalizadores metálicos activos en el reformado seco de metano.

Palabras clave: escoria salina de aluminio; hidróxidos dobles laminares; hexaaluminato; dióxido de carbono; reformado seco de metano.

1. Introducción

El proceso de reciclaje del aluminio, aunque muy eficiente, genera residuos peligrosos (Gil, 2005, 2007; European Commission, 2018), entre ellos escorias salinas, que deben ser depositadas en vertederos controlados. Este modelo de gestión proporciona algunos problemas debido a la toxicidad asociada a los lixiviados en aguas subterráneas o a las emisiones de gases que se producen a la atmósfera, además de la gran cantidad de terreno y las inversiones económicas necesarias para su correcta gestión. Es por ello que la extracción de los metales todavía presentes en la escoria y su utilización para la síntesis de productos con valor añadido, entre ellos los hidróxidos dobles laminares y los hexaaluminatos (Gil y Korili, 2016) ha generado un gran interés en los últimos años. El modelo de gestión utilizado y la valorización de residuos industriales se encuadra de pleno en la denominada *Economía Circular* dado que se trata de encontrar una aplicación a un residuo industrial catalogado como peligroso.

Las hidróxidos dobles laminares (HDL), también llamados hidrotalcitas, son una familia de arcillas aniónicas con estructura similar a la de la brucita Mg(OH)₂ en la que algunos de los cationes M²⁺ han sido sustituidos por M³⁺ generando la estructura Mg₆Al₂(CO₃)(OH)₁₆·4(H₂O), que corresponde a la hidrotalcita encontrada en la naturaleza. El cambio de estado de oxidación de los cationes genera una descompensación de carga que es remediada por la incorporación de aniones en el espacio interlaminar, normalmente carbonatos. Existe una gran diversidad de posibilidades estructurales en esta familia debido a que una gran cantidad de

metales, tanto M^{2+} como M^{3+} , y también de aniones, pueden ser introducidos en la estructura, además de que la razón de cationes divalentes y trivalentes puede ser modificada. Por tanto, estos materiales presentan un amplio espectro de posibles aplicaciones (Santamaria y col., 2020a, 2022a).

Los hexaaluminatos tienen una estructura estratificada particular, que consiste en un bloque de espinela con empaquetamiento compacto alterno de aniones de óxido y un plano de espejo con la fórmula general $AB_xAl_{12-x}O_{19}$. El bloque de espinela solo contiene iones Al^{3+} y O^{2-} . Los cationes voluminosos, como Na^+ , K^+ , Sr^{2+} y La^{3+} pueden incorporarse en el plano del espejo. Son posibles dos estructuras dependiendo del catión: $\beta-Al_2O_3$ o magnetoplumbita. La diferencia entre ellos es el número de iones O^{2-} en el plano del espejo, uno o tres, respectivamente. Tanto la carga como el tamaño del catión pueden afectar el tipo de estructura. Así, los hexaaluminatos tipo $MAI_{12}O_{19}$ con cationes como La^{3+} , Ba^{2+} , Ca^{2+} o Sr^{2+} suelen adoptar estructura magnetoplumbita, mientras que los hexaaluminatos con cationes monovalentes como Na^+ , K^+ o Rb^+ presentan estructura $\beta-Al_2O_3$. Estas estructuras se pueden alcanzar incorporando cationes externamente o porque están presentes en la disolución. Este puede ser el caso de las disoluciones de aluminio extraídas de la escoria, ya que pueden contener pequeñas cantidades de otros cationes. Así, la estructura del hexaaluminato se puede alcanzar a temperaturas inferiores a los 1500 °C, obteniendo materiales con propiedades texturales mejoradas (Torrez-Herrera y col., 2021a). Los materiales así sintetizados son adecuados para aplicaciones a alta temperatura como puede ser catalizadores metálicos activos en el reformado seco de metano (Torrez-Herrera y col., 2022, en prensa).

Por otro lado, el aumento de la temperatura a nivel global, relacionado de una manera casi lineal con el aumento de los niveles de CO_2 atmosférico (IPCC, 2021) pone en evidencia la necesidad de controlar las fuentes de emisión de CO_2 . Estos procesos son menos costosos que la captación directa de CO_2 atmosférico debido a la mayor concentración existente en los focos de emisión. Entre los procesos de adsorción tanto el de pre-combustión como el de post-combustión tienen ventajas y desventajas y los dos deben realizarse con un adsorbente adecuado para condiciones de temperatura y presión determinadas. A grandes rasgos la adsorción en pre-combustión requiere mayor inversión inicial, pero es más eficiente y necesitaría de un adsorbente capaz de trabajar a temperaturas moderadas y presiones elevadas (Garcés-Polo y col., 2018).

El reformado de metano con CO_2 o reformado seco es una reacción propuesta inicialmente para la producción industrial de CO e H_2 . Con respecto a otros tipos de reformado, tiene la gran ventaja de no ser necesaria una separación previa del CO_2 para producir CO e H_2 que permitiría obtener, a partir de la reacción de síntesis de Fischer-Tropsch, combustibles líquidos. Energéticamente es un proceso menos intensivo que, por ejemplo, el reformado con vapor. Implica también menores costes de operación. Los catalizadores basados en metales nobles y de transición se han presentado como muy activos para la reacción de reformado seco, siendo los más estudiados los basados en Rh , Pd , Pt , Ru , Ni y Co (Torrez-Herrera y col., 2022, en prensa). La formación de carbono durante la reacción es uno de los principales inconvenientes, pero puede reducirse por la adición de promotores o por el empleo de soportes catalíticos con propiedades básicas. Se pueden citar como retos actuales de este proceso: optimizar las condiciones de operación (temperatura y presión); desarrollar catalizadores para el proceso que sean activos, selectivos y estables; diseñar plantas de valorización de CO_2 acopladas a sistemas de captura de CO_2 , etc.

2. Parte experimental

Para preparar los hidróxidos dobles laminares las escorias salinas fueron sometidas a un proceso de extracción alcalino consistente en tratarlas con una disolución de $NaOH$ 2 mol/dm³ en condiciones de reflujo durante 1 h. Mediante una filtración posterior se separó la disolución acuosa que contiene Al^{3+} (en forma de $[Al(OH)_4]^-$) del residuo sobrante no disuelto. Los HDL fueron sintetizados con varios cationes divalentes (cobalto, magnesio, níquel y zinc) y con una razón atómica M^{2+}/Al^{3+} de 3:1 por el método de coprecipitación a un pH constante de 10 (Santamaria y col., 2020b, 2022b). Para la síntesis, 200 cm³ de disolución con 0.75 mol/dm³ de M^{2+} y 0.25 mol/dm³ de Al^{3+} fueron añadidos gota a gota a una disolución 0.2 mol/dm³ de Na_2CO_3 en agitación. Los sólidos resultantes fueron filtrados y lavados con agua desionizada para retirar las

sustancias no reactivas. La torta obtenida se secó durante 16 h a 60 °C y se calcinó posteriormente durante 4 h a 400 °C para retirar los aniones de la interlámina. Las hidrotalcitas sintetizadas tratadas térmicamente se han evaluado como adsorbentes de CO₂ y han sido optimizadas para este uso mediante su modificación con potasio (K₂CO₃ y KOH) y funcionalización con tetraethylenepentamina (TEPA). Los intervalos de temperatura estudiados en la adsorción de CO₂ fueron en todos los casos tanto a baja temperatura (50-100 °C) como a temperatura moderada (200-500 °C), siendo este último rango el considerado como adecuado para la adsorción de CO₂ en condiciones de pre-combustión (Gil y col., 2018; Santamaria y col., en prensa). Los experimentos se llevaron a cabo en un equipo de adsorción estático de la casa comercial Micromeritics (modelo ASAP 2010). Todas las muestras fueron tratadas previamente a la obtención de la isoterma de adsorción de CO₂ con una corriente de He a 150 °C.

En el caso de la síntesis del hexaaluminato, la extracción del aluminio de la escoria salina se llevó a cabo empleando una disolución de HCl 2 mol/dm³ en condiciones de reflujo durante 2 h. Como en el caso de la extracción básica, mediante una filtración posterior se separó la disolución acuosa que contiene Al³⁺ del residuo sobrante no disuelto. En este caso, la extracción no fue selectiva y algunos metales presentes en la escoria también estarán presentes en la disolución extraída (Ca²⁺, Fe³⁺ y Si⁴⁺). Por otro lado, la síntesis del hexaaluminato de La (LHA) se realizó con una relación molar de La/Al de 1:11 utilizando un método previamente optimizado (Torrez-Herrera y col., 2021b). La disolución de escoria se concentró a un tercio de su volumen inicial para obtener un licor amarillo. A continuación, se preparó una microemulsión utilizando una disolución de Metanol/Peg400/PegMn400/Al en una relación volumétrica de 1/0,8/0,4/0,6. El cloruro de lantano se mezcló con la solución de aluminio a 80 °C, con agitación vigorosa. Después de 10 min, se añadió lentamente el metanol, la mezcla se agitó durante 10 min más, luego se añadieron Peg400 y PegMn400 y la temperatura se elevó a 100 °C. Esta mezcla se mantuvo en estas condiciones durante 20 min antes de la digestión en autoclave. La mezcla final resultante se calentó en autoclave de acero inoxidable a 220 °C durante 16 h, se secó en estufa hasta eliminar la matriz líquida, luego se calcinó a 400 °C durante 1 h y a 1200 °C durante 2 h para obtener el soporte catalítico final. El catalizador de Ni se obtuvo mediante impregnación húmeda con un 10% en peso de NiO. Finalmente se calcinó en aire a 400 °C durante 2 h (Ni/LHA). La reacción de reformado se llevó a cabo a 700 °C utilizando una unidad catalítica automatizada (referencia de microactividad, PID Eng & Tech). El reactor es del tipo tubular, de lecho fijo, de flujo descendente, con un diámetro interno de 0,9 cm y una longitud de 30 cm. Las muestras de catalizador (25 mg) se mezclaron con un material inerte (SiC, VWV Chemicals-Prolabo) para diluir el lecho del catalizador y evitar la formación de puntos calientes. La mezcla de reacción estuvo compuesta por CH₄ y CO₂ con una relación molar de 1:1 (concentración de 12% en la alimentación), con He como gas de equilibrio hasta un caudal de alimentación total de 40 cm³/min, consiguiendo así una velocidad espacial horaria del gas (GHSV) de 9,6·10⁴ cm³/g h. Antes de la reacción, el catalizador se redujo *in situ* utilizando 30 cm³/min de H₂ a 700 °C durante 2 h. Las corrientes de reactivo y producto se analizaron utilizando un sistema de cromatografía de gases Agilent 6890. Adicionalmente, se utilizaron varios catalizadores sintetizados con soportes comerciales para comparar el comportamiento catalítico.

Las fases estructurales se analizaron utilizando un difractómetro de rayos X (modelo Siemens D5000) equipado con una fuente de radiación CuK α filtrada con Ni (λ = 0.1548 nm). Las principales propiedades texturales de los sólidos se determinaron por adsorción de nitrógeno a -196 °C utilizando un analizador de adsorción Micromeritics ASAP 2020 Plus. Antes de las mediciones de adsorción, se desgasificaron 0,3 g de muestra a 200 °C durante 2 h a presiones inferiores a 0,133 Pa. El área de superficie BET (S_{BET}) se estimó a partir de los datos de adsorción obtenidos en el rango de presión relativa de 0,05 a 0,20. El volumen de poro total (V_p) se calculó a partir de la cantidad de nitrógeno adsorbido a una presión relativa de 0,99. Los estudios de reducción por temperatura programada (RTP) se realizaron utilizando un equipo instrumento Micromeritics TPR/TPD 2900 hasta una temperatura de reducción de 1000 °C bajo un flujo total de 30 cm³/min (5% H₂ en Ar, Praxair). Finalmente, el análisis morfológico y composición química de las muestras se realizó utilizando un SEM Phenom XL (Modo: 15kV - Mapa, Detector: BSD Full) y un HR-TEM (JEOL JEM 2100F, Tensión de aceleración: 200 kV, Detector: X -Máx.).

3. Resultados

Los resultados de la caracterización por difracción de rayos X de las muestras sin calcinar confirman que se ha obtenido la estructura de HDL en todas las muestras (patrón de referencia: 00-014-019, véase **Figura 1-derecha**). Al ser calcinadas e impregnadas con K_2CO_3 al 15% (**Figura 1-izquierda**), se puede apreciar que se han formado las estructuras de Co_3O_4 , periclusa, óxido de níquel y cincita, respectivamente, todas ellas con pequeñas trazas de K_2CO_3 que se pueden observar en los pequeños picos que aparecen entre 25 y 30°. Un comportamiento muy parecido se aprecia en los difractogramas de las muestras impregnadas con KOH.

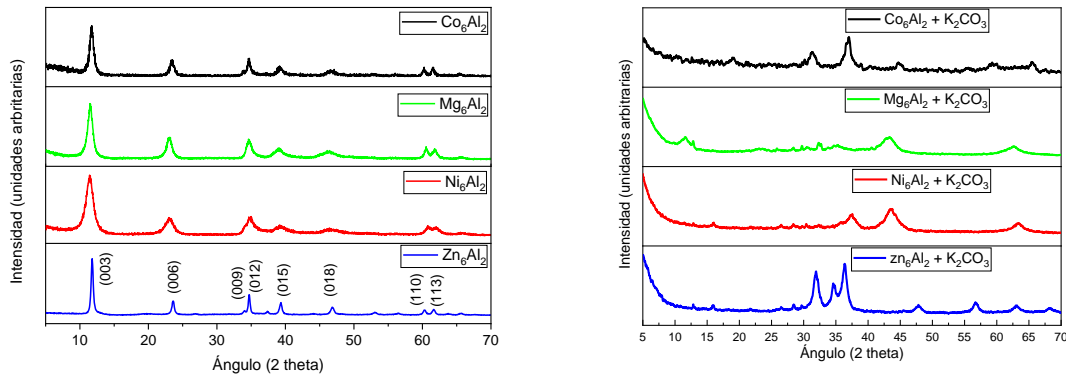


Figura 1. PXRD de las muestras no calcinadas (izquierda) y calcinadas e impregnadas con K_2CO_3 (derecha).

Las isothermas de adsorción-desorción de N_2 de las muestras calcinadas e impregnadas con KOH y K_2CO_3 fueron en todos los casos isothermas de tipo II, relacionado con adsorbentes macroporosos o no porosos y con un ciclo de histéresis H3, según la clasificación de la IUPAC. Este ciclo de histéresis podría estar causado por la presencia de agregados planares no rígidos con poros en forma de rendija, y no presenta una adsorción limitante en altas presiones relativas, lo que podría implicar una baja confianza en la distribución y/o volumen de poro obtenidos. Las principales propiedades texturales de las muestras están resumidas en la **Tabla 1**. Aunque las muestras poseen una superficie BET superior a $200 \text{ m}^2/\text{g}$ al ser calcinadas (salvo la de zinc que se queda en 82), se produce una pérdida de entre el 30 y el 50% al ser impregnadas con KOH y aún mayor (entre el 55% y el 80%) al impregnar las muestras con K_2CO_3 .

Tabla 1. Propiedades texturales de los hidróxidos doble laminares sintetizados y los modificados.

Muestra	S_{BET} (m^2/g)	S_{ext} (m^2/g)	$V_{\mu p}$ (cm^3/g)	Muestra	S_{BET} (m^2/g)	S_{ext} (m^2/g)	$V_{\mu p}$ (cm^3/g)		
Co_6Al_2	+ K_2CO_3	66	57	0,0046	Ni_6Al_2	+ K_2CO_3	90	78	0,0056
Co_6Al_2	+ KOH	107	95	0,0056	Ni_6Al_2	+ KOH	141	131	0,0044
Co_6Al_2	calcinado	220	169	0,027	Ni_6Al_2	calcinado	200	189	0,0042
Mg_6Al_2	+ K_2CO_3	47	46	0,00015	Zn_6Al_2	+ K_2CO_3	34	30	0,0024
Mg_6Al_2	+ KOH	153	143	0,0046	Zn_6Al_2	+ KOH	52	47	0,0022
Mg_6Al_2	calcinado	245	218	0,013	Zn_6Al_2	calcinado	83	73	0,0046

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de la adsorción de CO_2 de las muestras de HDL a una presión de 80 kPa y a varias temperaturas (véase **Figura 2**). A bajas temperaturas la muestra que más adsorbe es el HDL de níquel y el de magnesio es la que más adsorbe a todas las demás temperaturas, mientras que la de zinc es la que menos adsorbe en general. También se puede apreciar cómo tanto la muestra de cobalto como la de magnesio experimentan un mínimo de adsorción a 200 °C y un máximo a 300 °C mientras que las muestras de zinc y níquel disminuyen su capacidad de adsorción con el aumento de la temperatura. Las muestras modificadas tanto con KOH como con K_2CO_3 en general mejoran la capacidad de adsorción inicial, aunque los resultados varían entre las muestras. En el caso de la muestra con cobalto, cuyos resultados pueden verse en la **Figura 3**, la adsorción a bajas temperaturas se ve aumentada considerablemente sobre todo con la impregnación con KOH del HDL, y la funcionalización con TEPA de esta muestra es la que mejores resultados proporciona.

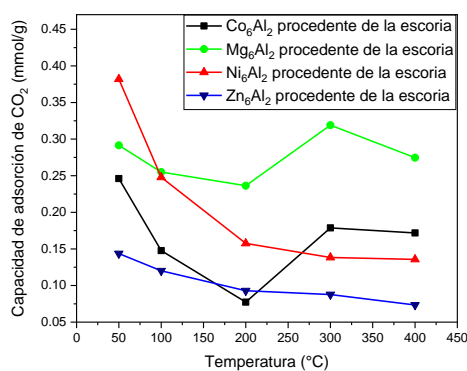


Figura 2. Comparación de la capacidad de adsorción de CO_2 de los HDL de cobalto, níquel, magnesio y zinc a varias temperaturas.

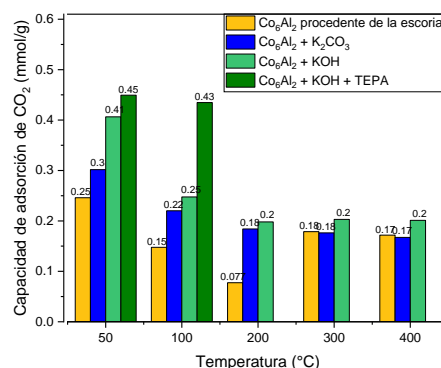


Figura 3. Capacidad de adsorción de CO_2 del HDL de cobalto sin modificar e impregnado con potasio y la amina TEPA.

Los patrones XRD de los catalizadores de níquel soportados, hexaaluminato y referencias comerciales, se presentan en la **Figura 4**. En el caso del hexaaluminato, se obtuvo un difractograma muy complejo. Según los métodos de síntesis utilizados y la presencia de La y Ca, la estructura de hexaaluminato más probable parece ser magnetoplumbita (hibonita-Ca, patrón de referencia 00-007-0785). El hexaaluminato obtenido presenta características cristalinas y diferentes fases, como se muestra en la **Figura 4**. Los patrones de las muestras preparadas por impregnación húmeda revelan la presencia de NiO. En el caso del hexaaluminato, la estructura del soporte permanece perfectamente estable, sin modificación. Lógicamente, soportes con mayor superficie específica favorecerán la dispersión de NiO, lo que puede favorecer el comportamiento catalítico de estos materiales.

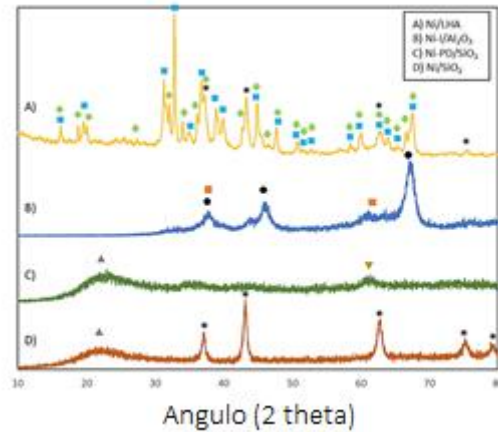


Figura 4. PXRD de los catalizadores Ni/LHA (A), Ni-I/ Al_2O_3 (B), Ni-PD/ SiO_2 (C) y Ni-I/ SiO_2 (D).

El análisis RTP proporciona información sobre la interacción entre NiO y el soporte. Dependiendo de las temperaturas de reducción, el grado de interacción de las especies de NiO se puede clasificar en cuatro tipos diferentes: α , β_1 , β_2 y γ (Torrez-Herrera y col., 2021b). En el caso de Ni/LHA, aparece un solo pico y luego sufre una reducción completa en la región de débiles o pobres interacciones NiO/soporte, lo que representa el 100 % del área total del pico. El pico encontrado no es totalmente simétrico (temperaturas máximas de reducción a 339 y 379 °C), lo que sugiere que están presentes dos tipos de partículas de NiO y que pueden interactuar con una superficie diferente que hace que su tasa de reducción sea ligeramente diferente. Se puede observar un comportamiento de reducción similar al anterior en el caso de Ni-I/ SiO_2 , pero en este caso también engloba la siguiente etapa de interacción (β_1). Este comportamiento podría estar relacionado con partículas de NiO dispersas en la superficie del soporte fácilmente reducible (378 °C) y otras partículas ocluidas en la estructura porosa, que son más difíciles de reducir. Se observa un desplazamiento de los picos de TPR a temperaturas más altas para las muestras preparadas por el método de precipitación-deposición (NiO-PD/ SiO_2) y considerando como soporte Al_2O_3 . En estos dos casos las temperaturas de los máximos de reducción se desplazan a 598 y 708-771 °C, respectivamente. Estos resultados confirman los hallazgos de los análisis estructurales mediante DRX, a saber, que la formación de varios compuestos de níquel hace que sea más difícil de reducir que el óxido metálico de NiO. Estos resultados están en función del grado de interacción/reacción del níquel con la superficie de los soportes de SiO_2 y Al_2O_3 , aspectos previamente referenciados en la literatura. La estructura de la γ -alúmina y el tamaño del Ni^{2+} permiten la formación de espinela de Ni-Al, especialmente si favorece la temperatura. En estas condiciones, la temperatura de reducción del níquel aumenta considerablemente en comparación con la reducción de las partículas de NiO dispersas sobre un soporte. Esta es la situación observada en Ni-I/LHA y Ni-I/ SiO_2 . Cuando se modifica el método de preparación para que aumente el grado de interacción del níquel con la superficie del soporte (Ni-PD/ SiO_2), la temperatura de reducción también aumenta, precisamente por la presencia de esta fuerte interacción.

La reacción de reformado seco de metano ($\text{CO}_2 + \text{CH}_4 \rightleftharpoons 2 \text{CO} + 2 \text{H}_2$) se ve afectada por varias reacciones paralelas que ocurren durante el proceso catalítico: descomposición del metano ($\text{CH}_4 \rightleftharpoons \text{C} + 2 \text{H}_2$), la reacción inversa de cambio de agua-gas (RWGS; $\text{CO}_2 + \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$), la reacción de Boudouard ($2 \text{CO} \rightleftharpoons \text{C} + \text{CO}_2$), hidrogenación de CO_2 ($\text{CO}_2 + 2 \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{C} + 2 \text{H}_2\text{O}$), hidrogenación de CO ($\text{CO} + \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{C} + \text{H}_2\text{O}$) y reformado con vapor ($\text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CO} + 3 \text{H}_2$). La conversión y razón de CO_2 y CH_4 , así como la selectividad respecto al hidrógeno (H_2/CO), pueden dar una idea de la prevalencia de estas reacciones durante la reacción. Los resultados de conversión (CO_2 - CH_4), selectividad (H_2/CO) y balance de carbono (CB) obtenidos para el catalizador estudiado en este trabajo y varios catalizadores de Ni/soporte incluidos como referencia en este trabajo durante una prueba catalítica larga de 50 h se presentan en la **Figura 5**.

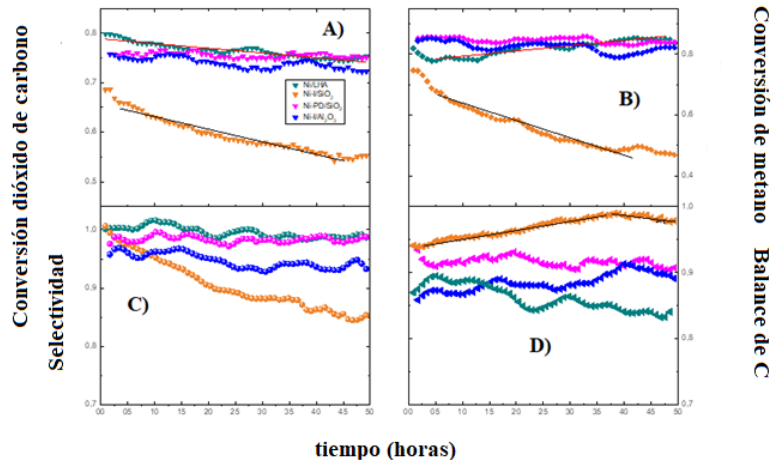


Figura 5. Conversión de CO_2 (A). Conversión de CH_4 (B). Selectividad H_2/CO (C). Balance de carbono, a diferentes catalizadores en el reformado seco de metano a $700\text{ }^\circ\text{C}$ durante 50 h (D).

4. Conclusiones

La valorización de un residuo industrial catalogado como peligroso es posible mediante la síntesis de materiales que pueden ser aplicados en la valorización de CO_2 . En este trabajo se ha presentado la síntesis de hidróxidos dobles laminares y hexaaluminatos, así como sus aplicaciones como adsorbentes y catalizadores.

Los cuatro HDL (de cobalto, magnesio, níquel y zinc) con aluminio sintetizados a partir de una escoria salina mostraron capacidad de adsorción de CO_2 , siendo la muestra de magnesio la que proporcionó los mejores resultados. La modificación de las muestras tanto con KOH como con K_2CO_3 mejoró sus capacidades de adsorción de CO_2 .

El catalizador de Ni soportado sobre una hexaaluminato obtenido a partir del aluminio extraído de una escoria salina mostró una excelente estabilidad después de 50 h en la reacción de reformado seco de metano a $700\text{ }^\circ\text{C}$. La conversión de CH_4 es mayor que la de CO_2 y la selectividad H_2/CO es de alrededor del 99%, lo que sugiere el predominio de la reacción de Boudouard sobre la reacción de RWGS. El comportamiento de este catalizador es comparable a otros catalizadores utilizados como referencia ($\text{Ni-I}/\text{Al}_2\text{O}_3$ y $\text{Ni-PD}/\text{SiO}_2$), pudiéndose relacionar tanto con la interacción Ni-soporte como con la presencia de alúmina.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de este estudio al Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) a través del proyecto PID2020-112656RB-C21. LS agradece a la Universidad Pública de Navarra (UPNA) por una ayuda económica a través de un contrato post-doctoral Margarita Salas financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU. HJM agradece a la Universidad Pública de Navarra (UPNA) por una ayuda económica a través de un contrato doctoral.

Referencias

European Commission, Commission notice on technical guidance on the classification of waste, 2018. Off. J. Eur. Union. C. 124, 134. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.C_.2018.124.01.0001.01.ENG&toc=OJ:C:2018:124:TOC.

- Garcés-Polo, S., Villarroel-Rocha, J., Sapag, K., Korili, S.A., Gil, A., 2018. Adsorption of CO₂ on mixed oxides derived from hydrotalcites at several temperatures and high pressures, *Chem. Eng. J.* 332, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.056>
- Gil, A., 2005. Management of the salt cake from the secondary aluminum fusion processes, *Ind. Eng. Chem. Res.* 44, 8852-8857. <https://doi.org/10.1021/ie050835o>
- Gil, A., 2007. Management of salt cake generated at secondary aluminium melting plants by disposal in a controlled landfill. Characteristics of the controlled landfill and a study of environmental impacts, *Environ. Eng. Sci.* 24, 1217-1227. <https://doi.org/10.1089/ees.2006.0123>
- Gil, A., Korili, S.A., 2016. Management and valorization of aluminum saline slags: current status and future trends, *Chem. Eng. J.* 289, 74-84. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.069>
- Gil, A., Arrieta, E., Vicente, M.A., Korili, S.A., 2018. Synthesis and CO₂ adsorption properties of hydrotalcite-like compounds prepared from aluminum saline slag wastes, *Chem. Eng. J.* 334, 1341-1350. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.100>
- IPCC, Climate Change 2021 The Physical Science Basis Summary for Policymakers Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2021.
- Santamaria, L., Vicente, M.A., Korili, S.A., Gil, A., 2020a. Progress in the removal of pharmaceutical compounds from aqueous solution using layered double hydroxides as adsorbents: A review, *J. Environ. Chem. Eng.* 8, 104577. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104577>
- Santamaría, L., Devred, F., Gaigneaux, E.M., Vicente, M.A., Korili, S.A., Gil, A., 2020b. Effect of the surface properties of Me²⁺/Al layered double hydroxides synthesized from aluminium saline slag wastes on the adsorption removal of drugs, *Micropor. Mesopor. Mater.* 309, 110560. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2020.110560>
- Santamaria, L., Korili, S.A., Gil, A., 2022a. Layered Double Hydroxides from slags: a closed loop system. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 106948. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106948>
- Santamaria, L., Oliveira García, L., de Faria, E.H., Ciuffi, K.J., Vicente, M.A., Korili, S.A., Gil, A., 2022b. M(II)-Al-Fe layered double hydroxides synthesized from aluminum saline slag wastes and catalytic performance on cyclooctene oxidation. *Miner. Eng.* 180, 107516. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2022.107516>
- Santamaria, L., Korili, S.A., Gil, A., (en prensa). Layered Double Hydroxides for CO₂ adsorption at moderate temperatures: synthesis and amelioration strategies. *Chem. Eng. J.* <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140551>
- Torrez-Herrera, J.J., Fuentes-Ordoñez, E.G., Korili, S.A., Gil, A., 2021a. Evidence for the synthesis of La-hexaaluminate from aluminium-containing saline slag wastes: correction of structural defects and phase purification at low temperatura. *Powder Technol.* 377, 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2020.08.087>
- Torrez-Herrera, J.J., Korili, S.A., Gil, A., 2021b. Structure and activity of nickel supported on hibonite-type La-hexaaluminates synthesized from aluminum saline slags for the dry reforming of methane. *Chem Eng J Adv* 5, 100080. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.100080>
- Torrez-Herrera, J.J., Korili, S.A., Gil, A., 2022. Progress in the synthesis and applications of hexaaluminate-based catalysts. *Catal. Rev. Sci. Eng.* 64, 592-630. <https://doi.org/10.1080/01614940.2020.1831756>
- Torrez-Herrera, J.J., Korili, S.A., Gil, A., (en prensa). Recent progress in the application of Ni-based catalysts for the dry reforming of methane. *Catal. Rev. Sci. Eng.* <https://doi.org/10.1080/01614940.2021.2006891>

LA ECONOMÍA CIRCULAR TRAS GENERAR HIDRÓGENO VERDE EN EL TRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO DE EFLUENTES TEXTILES

Cuesta-Mota, Dídac ^{1*}; Canals Casals, Lluç ¹; López-Grimau, Víctor ¹

¹ Grupo de investigación ENMA, Universitat Politècnica de Catalunya, España

* didac.cuesta@upc.edu

Resumen

La industria textil se caracteriza por unos altos consumos de agua y energía calorífica, siendo los acabados textiles los de mayor impacto en estos consumos. Según el tipo de fibras del tejido, se requieren diferentes procesos de acabado, y son el algodón y otras fibras celulósicas el grupo con mayor variedad de procesos. Este grupo también representan el 30% de la producción textil, y aunque los efluentes generados en su procesado son diferentes, presentan ciertas similitudes: alta alcalinidad y conductividad, contenido orgánico biodegradable y presencia de contaminantes no-biodegradables.

Los tratamientos biológicos son insuficientes contra los contaminantes no-biodegradables, requiriendo procesos terciarios basados en la adición de compuestos químicos. Alternativamente, el tratamiento electroquímico se ha demostrado eficaz con efluentes de tinte, pero representan un elevado coste energético. Aun así, debido a unas condiciones de operación muy similares a las de la electrólisis alcalina del agua, en el cátodo se genera hidrógeno, uno de los pilares para la descarbonización.

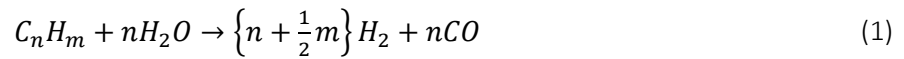
El trabajo analiza diferentes efluentes residuales textiles para determinar su potencial de generación de hidrógeno como sub-producto del tratamiento electroquímico. Se concluye que el efluente de tinte muestra el mayor potencial para el sistema dual, mientras el mercerizado genera un agua perfecta para la electrólisis alcalina directa. Contrariamente, los efluentes de blanqueo y estampación requieren una mayor conductividad para tal tratamiento, problema abordable añadiendo efluente de mercerizado. El sistema resultante de implementar la electroquímica en el sector muestra una circularidad importante del hidrógeno, el agua tratada y algunos compuestos disueltos, reduciendo su impacto ambiental.

Palabras clave: efluente textil ; hidrógeno verde ; electrólisis ; tratamiento agua residual ; economía circular.

1. Introducción

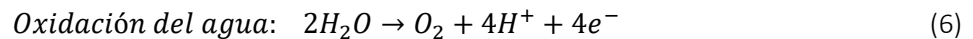
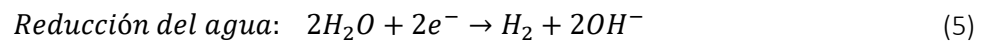
El hidrógeno es un elemento estratégico para la transición energética mundial, por ello su importancia se subraya en los diferentes planes nacionales e internacionales para el desarrollo de las tecnologías asociadas en su producción y uso. Todos ellos concuerdan en la necesidad que la producción de hidrógeno sea verde, por ejemplo, a partir de la electrólisis del agua con energía proveniente de fuentes renovables (European Commission, 2020; Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico - MITERD, 2020).

Esta puntualización es necesaria porque, actualmente, el hidrógeno proviene básicamente de dos materias primas diferentes: los hidrocarburos, mayormente combustibles fósiles, y el agua (Nikolaidis and Poullikkas, 2017). La extracción en el primer caso comporta emisiones directas de gases de efecto invernadero (GEI), tal y como muestra Ibrahim (2018) en las ecuaciones químicas (1)-(3). Por otro lado, su generación a partir de agua sigue la ecuación (4), donde el único subproducto es el oxígeno.



Las problemáticas con la generación de hidrógeno por electrólisis son: el elevado consumo de energía eléctrica, y la necesidad de usar agua limpia en el proceso, entrando en competencia con las necesidades hídricas de los ecosistemas. Mientras para solventar el primero se estudian mejoras técnicas y nuevos procesos más eficientes, el segundo se aborda estudiando aguas no aptas para el consumo, como el agua de mar (Asghari et al., 2022) y los efluentes residuales (Aydin et al., 2021), aunque en estas soluciones el problema del consumo energético sigue presente.

A nuestro parecer, la aproximación ideal para solventar ambos problemas simultáneamente es encontrar tratamientos electroquímicos de efluentes residuales que generen hidrógeno como sub-producto. Ello se puede conseguir debido a que la electrólisis del agua es una reacción de reducción-oxidación como se muestra en las ecuaciones (5) y (6), siendo la reducción donde se genera el hidrógeno y posibilitando que la oxidación del agua se pueda sustituir por la oxidación de otro elemento. Los tratamientos electroquímicos de efluentes residuales son un buen candidato, debido a que el residuo normalmente se trata por oxidación.



La industria textil es un ejemplo de donde se pueden obtener efluentes residuales que se traten por oxidación electroquímica (Rodríguez-Narváez et al., 2021), además, se trata de un sector de gran impacto hídrico, posicionándose 4º en consumo de agua en el conjunto de la Unión Europea. Dentro de este sector, los acabados textiles son el mayor contribuidor de la descarga de efluentes residuales, alrededor de 79,6m³/t de tejido producido (Roth et al., 2023). Esta industria también representa un gran impacto ambiental debido a sus emisiones de GEI, provenientes de la combustión de gas natural en las calderas que se usan para calentar el agua de proceso a 50-100°C.

Los efluentes generados en la industria textil son mayoritariamente biodegradables, pero existen compuestos que no lo son y se deben tratar con procesos terciarios como los fisicoquímicos de floculación-coagulación y/o añadiendo químicos que contrarresten el contaminante. Por ello, se considera que este sector afecta por partida doble al medioambiente: genera efluentes residuales y emisiones de GEI (impacto directo) y requiere la adición de químicos para el tratamiento terciario de los efluentes (impacto indirecto).

En este trabajo se analizan aquellos efluentes residuales con contaminantes no-biodegradables que se tratan en procesos terciarios, la posibilidad de aplicarles un tratamiento electroquímico y su idoneidad como efluentes generadores de hidrógeno. Además, se plantean las implicaciones en la economía circular del sector al usar tratamientos electroquímicos con producción de hidrógeno.

2. Metodología

Antes de identificar los criterios para la selección de los efluentes se requiere introducir los diferentes procesos de electrólisis existentes, debido a que cada uno fija unas condiciones óptimas del efluente para su correcto y eficiente funcionamiento, y comparar sus características con el tratamiento electroquímico de efluentes residuales.

Los procesos electroquímicos para la formación de hidrógeno a partir de agua se pueden separar en cuatro tipos de electrólisis: alcalina (Alkaline Electrolysis Cell – AEC), de membrana de intercambio de aniones (Anion Exchange Membrane – AEM), de membrana de intercambio de protones (Proton Exchange Membrane – PEM) y de óxido sólido (Solid Oxide Electrolysis – SOE). De estos, la electrólisis alcalina (AEC) es el de mayor madurez y que mayor similitud presenta con el tratamiento electroquímico de efluentes textiles, sobretodo por el uso de electrolito líquido y basarse en el portador de carga OH^- .

En AEC el ion OH^- normalmente proviene del álcali KOH al 20-40% (w/w), aunque también se puede utilizar NaOH del 15% al 25% (w/w), de menor conductividad específica, concentraciones que en ambos casos forman un electrolito totalmente alcalino de pH14. En la Tabla 1 se muestra la conductividad obtenida de las fórmulas descritas en el trabajo de Brauns y Turek (2020), aplicables en los electrolitos de NaOH y KOH entre las concentraciones de 8-25% y 15-45% respectivamente. Se observan los valores de conductividad en los extremos de concentración de álcali para AEC, así como la conductividad máxima y la concentración de álcali correspondiente a ésta, siendo 20°C la temperatura de trabajo.

Tabla 1. Conductividad del electrolito de la AEC en función de la concentración de álcali

Característica	NaOH			KOH		
Concentración (% w/w)	15,0	18,8	25,0	20,0	29,5	40,0
Conductividad a 20°C (mS/cm)	358,3	376,8	338,3	522,4	582,0	505,3

Basándonos en el electrolito del AEC tenemos que los efluentes buscados deben presentar:

- Elevada conductividad para reducir la resistencia eléctrica y las pérdidas de energía en el proceso
- pH alcalino lo más cercano a pH14, preferiblemente con NaOH o KOH, para disponer de los portadores de carga OH^-

Considerando las características para la realización de un tratamiento electroquímico del efluente, se identifican tres aspectos a tener en cuenta también en la selección de efluentes:

- Poca o nula materia orgánica biodegradable, ya que esta se trata biológicamente mejor y a menor coste, por tanto, una baja DBO (Demanda Biológica de Oxígeno)
- Valor bajo de la relación DBO/DQO (Demanda Química de Oxígeno), denotando un bajo índice de biodegradabilidad global en el efluente y, por consiguiente, la presencia de contaminantes no-biodegradables recalcitrantes, posiblemente oxidables electroquímicamente
- Cantidades moderadas de TOC (Carbono Orgánico Total) como medida de la carga orgánica del efluente, ya que valores demasiado elevados suponen un alto índice de contaminación que podría comprometer la viabilidad del tratamiento electroquímico en términos de coste

2.1. Efluentes disponibles

Existen 2 grandes grupos de tejidos, los de algodón y otras fibras celulósicas, y los de poliéster y otras fibras sintéticas. El primer grupo requiere de mayor cantidad de tratamientos de acabados textiles, generando una mayor variedad de efluentes y, por consiguiente, dando un mayor número de alternativas entre las cuales encontrar un candidato para producir hidrógeno durante su tratamiento electroquímico.

El tejido de fibras celulósicas producido en las fases mecánicas de la industria textil se somete a los procesos de acabado textil, que tienen por objetivo mejorar las propiedades del conjunto de fibras, al igual que su apariencia. La Figura 1 muestra los diferentes baños por los que pasan este grupo de tejidos.

Con las características cualitativas principales mostradas en la Tabla 2 se pueden descartar los efluentes de desencolado y descruado, debido a que las cantidades de materia orgánica biodegradable es muy elevada, haciendo que el tratamiento biológico, más asequible económicamente que el electroquímico, sea el idóneo en estos casos. Además, los diferentes encolantes, ceras, grasas, aceites y lubricantes pueden

adherirse y obturar la membrana de la celda electroquímica, suponiendo un gran problema para el funcionamiento del sistema, debido a que en la membrana ocurre el intercambio iónico entre ánodo y cátodo, además que esta mantiene los gases H₂ y O₂ separados en su lado del sistema.

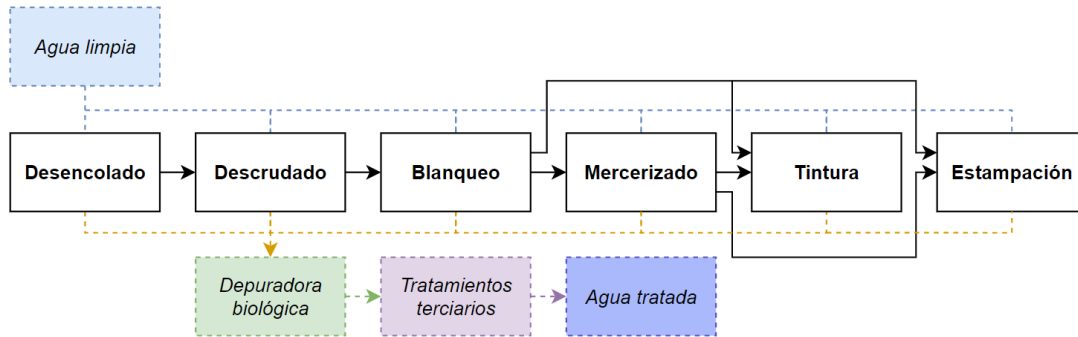


Figura 1. Diagrama de procesos de la industria de acabados textiles para algodón y otras fibras celulósicas

Tabla 2. Características cualitativas principales de los efluentes de la industria de acabados textiles

Efluente	Características	Observaciones
Desencolado	elevada DBO y DQO; elevada biodegradabilidad; presencia de metales y biocidas	los elevados valores de materia orgánica son debidos a la presencia de encolantes orgánicos
Descrudado	adición de NaOH, detergentes e insecticidas; elevada DQO	los elevados valores de materia orgánica son debidos a la presencia de grasas, aceites, pectinas y ceras extraídos de la fibra
Blanqueo	adición de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂), álcali (NaOH) y blanqueador óptico (BO); pH alcalino	el BO es un compuesto orgánico no-biodegradable
Mercerizado	adición de elevadas concentraciones de NaOH; pH totalmente alcalino	no presenta contenido orgánico a parte de las fibras desprendidas del tejido
Tintura	adición de elevadas concentraciones de sales (NaCl o Na ₂ SO ₄), de colorantes y de álcalis (NaOH, Na ₂ CO ₃); pH alcalino	elevada coloración, elevada salinidad, elevada alcalinidad, el colorante es un compuesto orgánico no-biodegradable
Estampación	adición de urea y colorantes, adición de álcali (Na ₂ CO ₃); pH alcalino	elevada concentración de nitrógeno y de color

En el caso de la tintura para fibras celulósicas, existen diferentes tipos de colorante según sus aplicaciones: reactivo, directo, sulfurosos, ácido y tinta. De entre todos, los colorantes reactivos son los más ampliamente utilizados para producir tinturas de elevada solidez y con colores vivos. La tintura con colorantes reactivos requiere de la adición de elevadas concentraciones de sal y álcali, produciendo efluentes de alta conductividad y pH alcalino, siendo el colorante idóneo para ser tratado por electroquímica.

2.2. Caracterización de los efluentes

La caracterización de los efluentes se realiza midiendo los 3 parámetros indicados en la Tabla 3, donde se indican el ensayo, el método o normativa aplicados y el equipo de medida utilizados.

Tabla 3. Parámetros de caracterización de los efluentes

Ensayo	Normativa / Método	Equipo
pH	Standard Methods 23 th ed. 4500 H ⁺	sensION+ PH1
Conductividad a 20°C	Standard Methods 23 th ed. 2510 B	Crison GLP 31
Carbono Orgánico Total (TOC)	UNE-EN 1484-98	Shimadzu TOC-L CSN

Los efluentes caracterizados en el laboratorio son los siguientes:

- Blanqueo: efluentes residuales obtenidos de la máquina de tintura del laboratorio (Ti-Color OTX MICRO 200) donde se realiza el proceso de blanqueo óptico y químico simultáneos de tela de algodón, contando con 3 efluentes con blanqueador óptico Uvitex CF 200 y 3 con Goldblanc BHA AMOSTRA según la receta de la Tabla 4.

Tabla 4. Recetas de los baños de blanqueo

Componente	Uvitex	Goldblanc
Relación de baño	100 ml / 10 g tejido	100 ml / 10 g tejido
Blanqueador óptico	0,5 g/l	1,0 g/l
H ₂ O ₂ (50%)	5 ml/l	5 ml/l
NaOH (50%)	2 ml/l	2 ml/l
Ácido acético (80%)	1,2 ml/l	1,2 ml/l

- Mercerizado: 5 efluentes simulados en el laboratorio con un 2% de NaOH (concentración aproximada de salida del efluente de mercerizado tras todos los lavados del tejido, según la fuente de la industria), y 3 efluentes con un 25% de NaOH (concentración del baño).
- Tintura: 2 efluentes residuales obtenidos de una tintura industrial, 1 con bajo contenido de colorante (B.Col.) y 1 con alto contenido (A.Col.), formados según la Tabla 5 y aplicados en algodón.

Tabla 5. Recetas de los baños de tintura

Componente	B.Col.	A.Col.
Relación de baño	100 ml / 10 g tejido	100 ml / 10 g tejido
Sumifix Supra Yellow 3RF 150% (Reactive Yellow 145)	0,11 g/l	0,52 g/l
Sumifix Supra Red 3BF 150% (Reactive Red 195)	0,30 g/l	2,00 g/l
Sumifix Supra Blue Navy BF (Reactive Blue 222)	0,85 g/l	1,12 g/l
Solución NaCl (trisaline sol.™)	200 ml/l	250 ml/l
Na ₂ CO ₃	5 g/l	5 g/l
NaOH sol. 50% (w/v)	0,8 ml/l	1,35 ml/l

- Estampación: 4 efluentes residuales obtenidos de una planta de estampación industrial. Por cada 1kg de mezcla de estampación se pueden estampar 3m lineales de tejido, posteriormente lavados con 1000l de agua. La mezcla parte de una pasta comercial, que contiene el colorante junto a diferentes auxiliares químicos, de los que no se conoce su composición exacta, ya que está protegido por marca registrada. Por cada quilo de pasta comercial la estampadora añade: 8g Na₂CO₃, 40g de NaHCO₃ y 115g de urea. Por consiguiente, el agua residual contendrá los restos de los componentes mencionados, dando un pH básico y un contenido elevado de nitrógeno.

3. Resultados

El análisis sobre los 4 efluentes restantes: blanqueo, mercerizado, tintura y estampación; se realiza identificando los aspectos siguientes en la Tabla 6 y comparándolos con el caso ideal del electrólito para AEC, definido como el NaOH por su uso ya existente en la industria textil como álcali.

El valor del TOC es bastante bajo en los efluentes con materia orgánica, haciendo factible la electrooxidación de los contaminantes recalcitrantes como alternativa a los procesos fisicoquímicos. De hecho, existen estudios para el tratamiento electroquímico de algunos de los contaminantes recalcitrantes enumerados como, por ejemplo, los colorantes reactivos (López-Grimau and Gutiérrez, 2006), y la urea (Hu et al., 2020),

además de un estudio para la electrooxidación del benceno, precursor de muchos de los colorantes y BOs (Oliveira et al., 2007), dejando abierta la posibilidad a que los BOs también puedan ser tratados electroquímicamente.

Tabla 6. Características de los efluentes de la industria de acabados textiles frente el ideal para AEC

	Blanqueo	Mercerizado	Tintura	Estampación	Ideal AEC
Contaminante recalcitrante	Blanqueador óptico (BO)	-	Colorante reactivo	Colorante reactivo + Urea	-
Otros contaminantes	NaOH H ₂ O ₂	NaOH (2%) *NaOH (25%)	Na ₂ CO ₃ NaOH NaCl (58-71 g/l)	Na ₂ CO ₃ NaHCO ₃	NaOH (15-25%)
TOC (ppm C)	751,0 – 1139,0	-	238,2 – 243,6	646,3 – 1702,5	-
pH	10,15 – 11,14	13,11 – 13,69 *14	11,29 – 11,30	9,33 – 9,57	14
Conductividad (mS/cm)	1,98 – 2,02	72,1 – 95,2 *338,3 (teórico)	79,3 – 84,7	8,17 – 21,3	338,3 – 376,8 (teórico)

En la Tabla 7 se evalúan los 3 factores principales que determinan los efluentes de mayor potencial para ser tratados electroquímicamente y generar hidrógeno durante el proceso: la conductividad, la presencia de contaminantes recalcitrantes electroquímicamente tratables y la alcalinidad debida al álcali NaOH.

Tabla 7. Valoración de los efluentes respecto el electrolito ideal de la AEC

	Blanqueo	Mercerizado	Tintura	Estampación
Conductividad	no	si	si	no
Contaminante tratable electroquímicamente	(si)	no	si	si
Alcalinidad por NaOH	si	si	si	no

De la comparativa se obtienen que los efluentes de tintura son los ideales para el proceso simultáneo de tratamiento electroquímico y generación de hidrógeno, mientras que los de mercerizado pueden ser un candidato directo para la generación única de hidrógeno, ya que presenta las características idóneas para la AEC y no presenta ningún contaminante extra. Por otro lado, las aguas residuales de blanqueo y estampación presentan conductividades demasiado bajas, dificultando el tratamiento electroquímico, y en el caso de la estampación, una inferior alcalinidad que no proviene del álcali NaOH. También se debe comprobar la posibilidad real de tratamiento electroquímico de los BOs, ya que no se ha encontrado bibliografía específica sobre este caso.

4. Discusión

El grupo de investigación en ingeniería del medio ambiente (ENMA) ya demostró la capacidad de recirculación de los efluentes de tintura tratados electroquímicamente, permitiendo la reutilización de hasta un 70% del agua, sales y álcali para otros procesos de tintura (Buscio et al., 2019).

Para aquellos efluentes que muestran una baja conductividad y/o contenido nulo de NaOH se propone mezclar con el efluente de mercerizado, de una concentración muy elevada de NaOH y gran conductividad. Con ello se pretende obtener un efluente residual de mayor conductividad que sí pueda ser tratado electroquímicamente y también tenga una mayor capacidad de generar hidrógeno, ya que la conductividad y concentración de álcali son propiedades indispensables en la electrolisis alcalina (Mandal et al., 2016).

De caras a la utilización del hidrógeno, conocido el elevado consumo de gas natural para calentar el agua de proceso, la opción directa es inyectar el hidrógeno generado en las calderas, permitido legalmente hasta un 5% volumétrico de hidrógeno en el caso de la normativa española (Dirección General de Política

Energética y Minas, 2011), aunque se ha demostrado que se puede llegar a concentraciones de hasta el 20% (Erdener et al., 2023). Esta sustitución conseguiría reducir un 7% las emisiones de GEI de las calderas para obtener la misma cantidad de energía calorífica en la combustión (Ekhtiari et al., 2022).

Con el conjunto de las anteriores observaciones se construye el sistema de circularidad idóneo para la industria de acabados textiles que se podría conseguir implementando la tecnología de tratamiento electroquímico de los efluentes con contaminantes no-biodegradables, tal y como muestra la Figura 2.

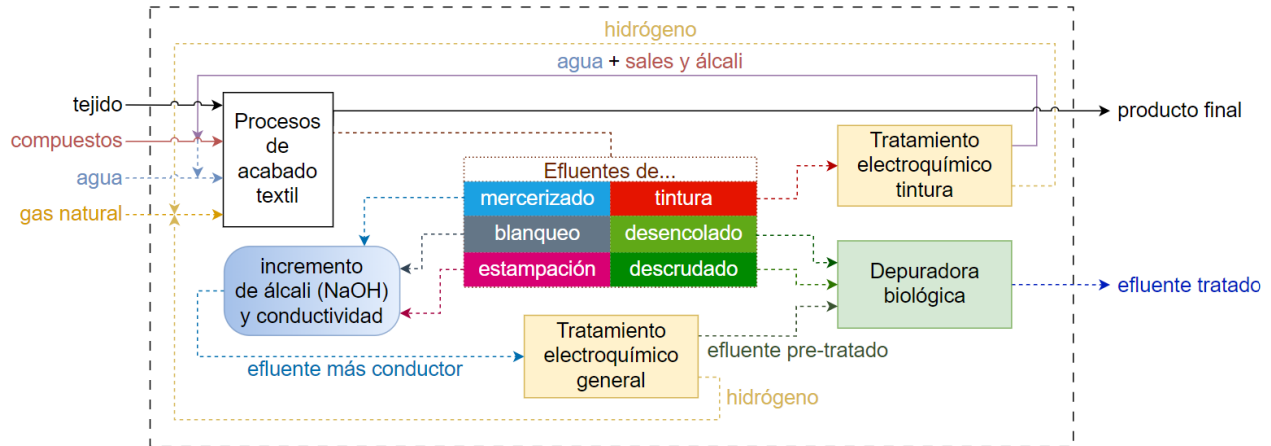


Figura 2. Esquema de circularidad en las plantas de acabado textil con la aplicación de tratamientos electroquímicos

5. Conclusiones

De los efluentes disponibles en las plantas de acabados textiles, la tintura es el caso donde el tratamiento electroquímico con producción de hidrógeno simultáneo se plantea factible. Además, los efluentes de mercerizado son una fuente residual ideal para la generación exclusiva de hidrógeno y pueden utilizarse para mejorar la conductividad eléctrica de los efluentes de blanqueo y estampación, de menor conductividad, para poder realizar el proceso electroquímico sobre estos.

La implementación de sistemas electroquímicos para el tratamiento de los efluentes residuales no-biodegradables permitiría mejorar la circularidad y reducir el impacto ambiental de las plantas de acabados textiles. Por un lado, se eliminan los tratamientos terciarios a cambio de la electricidad, evitando el impacto medioambiental por el uso de productos químicos que deben ser producidos y transportados, permitiendo la alimentación con instalaciones renovables de autoconsumo para el proceso. Por otro lado, el hidrógeno generado sustituye parte del gas natural de las calderas de agua, reduciendo las emisiones de CO₂.

Los 4 efluentes deben ser estudiados en profundidad para el proceso electroquímico descrito, analizando la eficiencia de eliminación de contaminante y de producción de hidrógeno, diseñando una celda que permita ambos procesos y encontrando aquellos materiales que permitan mayor durabilidad, eficiencia y fiabilidad, y estudiando el impacto medioambiental respecto al proceso fisicoquímico clásico.

Agradecimientos

El primer autor agradece a la Universitat Politècnica de Catalunya el apoyo económico de su beca predoctoral FPU-UPC, con la colaboración del Banco de Santander.

Referencias

Asghari, E., Abdullah, M.I., Foroughi, F., Lamb, J.J., Pollet, B.G., 2022. Advances, opportunities, and challenges of hydrogen and oxygen production from seawater electrolysis: An electrocatalysis perspective. *Curr. Opin. Electrochem.* 31:100879. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100879>

- Aydin, M.I., Karaca, A.E., Qureshy, A.M.M.I., Dincer, I., 2021. A comparative review on clean hydrogen production from wastewaters. *J. Environ. Manage.* 279, 111793. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111793>
- Brauns, J., Turek, T., 2020. Alkaline water electrolysis powered by renewable energy: A review. *Processes* 8. <https://doi.org/10.3390/pr8020248>
- Buscio, V., López-Grimau, V., Álvarez, M.D., Gutiérrez-Bouzán, C., 2019. Reducing the environmental impact of textile industry by reusing residual salts and water: ECUVal system. *Chem. Eng. J.* 373, 161–170. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.04.146>
- Dirección General de Política Energética y Minas, 2011. BOE-A-2011-15496: Modificación del protocolo de detalle PD-01 “medición” de las normas de gestión técnica del sistema gasista. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.
- Ekhtiari, A., Syron, E., Nolan, L., O’Dwyer, P., 2022. Testing of blends of hydrogen and natural gas (HyTest), Hydrogen Ireland Conference.
- Erdener, B.C., Sergi, B., Guerra, O.J., Lazaro Chueca, A., Pambour, K., Brancucci, C., Hodge, B.M., 2023. A review of technical and regulatory limits for hydrogen blending in natural gas pipelines. *Int. J. Hydrogen Energy* 48, 5595–5617. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.10.254>
- European Commission, 2020. A hydrogen strategy for a climate-neutral Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0301> (acceso 28/02/2023).
- Hu, X., Zhu, J., Li, J., Wu, Q., 2020. Urea Electrooxidation: Current Development and Understanding of Ni-Based Catalysts. *ChemElectroChem* 7, 3211–3228. <https://doi.org/10.1002/CELC.202000404>
- Ibrahim, A.A., 2018. Hydrogen Production from Light Hydrocarbons. *Adv. Hydrog. Gener. Technol.* 39–62. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.76813>
- López-Grimau, V., Gutiérrez, M.C., 2006. Decolourisation of simulated reactive dyebath effluents by electrochemical oxidation assisted by UV light. *Chemosphere* 62, 106–112. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2005.03.076>
- Mandal, B., Sirkar, A., De, P., Kuila, S.B., 2016. Studies on the Effect of Electrolyte Concentration on Alkaline Electrolysis and Ion Exchange Membrane Water Splitting for Production of Hydrogen. *Int. J. Res. Eng. Technol.* 05, 8–12. <https://doi.org/10.15623/ijret.2016.0513002>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico - MITERD, 2020. Hoja de Ruta Del Hidrógeno: Una apuesta por el hidrógeno renovable. <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-estrategias/hidrogeno/default.aspx> (acceso 28/02/2023).
- Nikolaidis, P., Poullikkas, A., 2017. A comparative overview of hydrogen production processes. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 67, 597–611. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.044>
- Oliveira, R.T.S., Salazar-Banda, G.R., Santos, M.C., Calegario, M.L., Miwa, D.W., Machado, S.A.S., Avaca, L.A., 2007. Electrochemical oxidation of benzene on boron-doped diamond electrodes. *Chemosphere* 66, 2152–2158. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.024>
- Rodríguez-Narváez, O.M., Picos, A.R., Bravo-Yumi, N., Pacheco-Alvarez, M., Martínez-Huitle, C.A., Peralta-Hernández, J.M., 2021. Electrochemical oxidation technology to treat textile wastewaters. *Curr. Opin. Electrochem.* 29:100806. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100806>
- Roth, J., Zerger, B., De Geeter, D., Gómez Benavides, J., Roudier, S., 2023. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Textiles Industry, Publications Office of the European Union. Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/355887>

OBTENCIÓN DE PIGMENTOS CERÁMICOS A PARTIR DE RESIDUOS INDUSTRIALES INORGÁNICOS.

Monrós Tomás Guillermo^{1*}; Mario Ignacio Llusar Vicent¹; José Antonio badenes March¹

¹ Química Inorgánica Medioambiental y Materiales Cerámicos, Dpto. Química Inorgánica y Orgánica, Universidad Jaume I, Castellón.

*monros@uji.es

Resumen

Frente a economía convencional de flujo lineal y unidireccional de materiales industriales, la economía circular propone la transformación de productos y sus flujos asociados, evitando el flujo de materiales “de la cuna a la tumba”, generando "metabolismos" cíclicos “de la cuna a la cuna”, que permitan que los materiales mantengan su estado como recursos (upcycling). Los residuos industriales inorgánicos suelen contener metales de transición aptos para ser utilizados, y en su caso inertizados, en matrices inorgánicas de alta estabilidad como son los pigmentos cerámicos, siempre que presenten condiciones de viabilidad. En esta comunicación se analizan mediante una metodología Boolean Keyword Methodology (BKM) de análisis bibliométrico, las propuestas para la preparación de pigmentos cerámicos a partir de residuos industriales. Se detecta que los pigmentos viables más interesantes a partir de residuos son negros, azules y marrones basados en estructuras espinela y hematita, obtenidos a partir de residuos procedentes de escoria del acero y de tratamientos de galvanoplastia.

Palabras clave: pigmento cerámico; residuos inorgánicos; reciclado; circularidad.

1. Introducción

Según la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA), los residuos industriales deben clasificarse como residuos peligrosos si se consideran específicamente como peligrosos conocidos o cumplen las características de un residuo peligroso. Los residuos peligrosos específicos son desechos de procesos industriales y de fabricación comunes, industrias específicas y pueden generarse a partir de productos comerciales desechados. Los residuos peligrosos presentan una o más de las siguientes propiedades características: inflamabilidad, corrosividad, reactividad o toxicidad.

La economía convencional actual se basa en un flujo lineal y unidireccional de materiales a través de sistemas industriales: las materias primas se extraen del medio ambiente, se transforman en productos y finalmente se eliminan. En este sistema, algunos materiales se reciclan, pero a menudo como solución final, ya que estos materiales no están diseñados para ser reciclados. En lugar de un verdadero reciclaje, este proceso es en realidad un “downcycling”, una degradación de la calidad del material, que limita la usabilidad y mantiene la dinámica lineal “de la cuna a la tumba” (“from cradle to grave”) del flujo de material. En contraste, la economía circular propone la transformación de productos y sus flujos asociados, de modo que formen una relación de apoyo con los sistemas ecológicos y el crecimiento económico futuro. El objetivo no es minimizar el flujo de materiales de la cuna a la tumba, sino generar "metabolismos" cíclicos “de la cuna a la cuna” (“from cradle to cradle”) que permitan que los materiales mantengan su estado como recursos y acumulen vigencia con el tiempo (upcycling). Respaldado por una transición a fuentes de energía renovables, el modelo circular construye el capital económico, natural y social necesario para la sostenibilidad (MacArthur, 2015).

La producción de pigmentos cerámicos a partir de residuos industriales es un propósito verde pero sus aplicaciones industriales son escasas, debido a la dificultad para cumplir con los requisitos de sostenibilidad de acuerdo con el concepto de economía circular (Jenkins, 1960; MacArthur, 2015) plasmados en los siguientes criterios básicos de Monrós et al. (Monrós et al., 2019): a) Capacidad pigmentante adecuada. b) Composición química estable que permita su reproducibilidad industrial. c) Coste del tratamiento de los residuos para su aplicación como materia prima asegurando: c.1) la seguridad y salud en el trabajo. Si un material no cumple con los requisitos de seguridad, debe purificarse (o estabilizarse) o desecharse. c.2) que se evite la transferencia de contaminantes. La presencia en los residuos de contaminantes orgánicos y volátiles (e.g. SO₂, CN⁻, halógenos...) producirá la transferencia de contaminantes desde los residuos a la atmósfera. El trabajo actualiza el análisis de la propuesta de reciclado de residuos industriales con metales cromóforos en la fabricación de pigmentos cerámicos iniciado en 2019 (Monrós et al., 2019).

2. Metodología.

La metodología utilizada es un análisis bibliométrico (Pritchard, 1969) que sigue las pautas de la Boolean Keyword Methodology (BKM) que utiliza la interacción de palabras clave inclusivas en diferentes bases de datos científicas (Derek, 1965); en este caso la interacción de “ceramic pigments” con “wastes”. La literatura científica sobre la producción de pigmentos cerámicos a partir de residuos está creciendo como se observa en la **Tabla 1** que presenta la producción científica en los últimos años a partir de las palabras clave “ceramic pigments” and “wastes” en tres bases de datos (SCOPUS, Web of Science WOS y GOOGLE ACADEMICS). Se observa que las dos primeras, que analizan la presencia en el título, el resumen o palabras clave de publicaciones dentro del SCI (Science Citation Index), el número de publicaciones científicas es inferior, en cambio la tercera, que considera el conjunto del trabajo, el número es muy superior, al considerar publicaciones fuera del SCI. Tras un crecimiento progresivo hasta 2017, a partir de ese año se observa una estabilización de publicaciones, en torno a 20 publicaciones al año.

Tabla 1. Producción científica de “ceramic pigments” y “wastes” en SCOPUS (<https://www.scopus.com>), Web of Sciece WOS (<https://www.webofscience.com>) y GOOGLE ACADEMICS (<https://scholar.google.es>)

Año	SCOPUS	WOS	GOOGLE
2013	6	7	22
2014	18	12	26
2015	7	14	27
2016	11	17	32
2017	9	20	34
2018	18	17	42
2019	7	19	65
2020	7	19	49
2021	19	21	68
2022	9	12	57

3. Análisis por tipología de residuos recuperados.

Los pigmentos se clasifican en tres categorías (CPMA, 2010): a) categoría A, aptos para matrices de vidrio que requieren el más alto grado de estabilidad térmica y resistencia química para soportar el ataque del vidrio fundido, b) categoría B, aptos en plásticos y otros polímeros, que solo requieren una estabilidad térmica moderada, c) categoría C, aptos para pinturas líquidas, que requieren poca o ninguna estabilidad térmica. A menudo, los polvos con colores intensos son inestables y se clasifican en la categoría C, y no pueden ser considerados pigmentos cerámicos que siempre son categoría A. Por otro lado, el color es una percepción subjetiva debido a la sensibilidad de los conos fotorreceptores de la luz del ojo humano (L cono largo sensible al color rojo, M medio al verde y S corto a la luz azul). Existen diferentes métodos para una medida “objetiva” del color como el desarrollado por la CIE (Comission International de l’Eclairage). El método colorimétrico CIEL*a*b* se refiere a una iluminación estándar (por ejemplo, D65) y al campo de visión de un observador (por ejemplo, 10°) y utiliza tres parámetros: L* mide la luminosidad (100=blanco,

0= negro) y a^* y b^* de croma ($-a^*$ =verde, $+a^*$ =rojo, $-b^*$ =azul, $+b^*$ =amarillo). En esta comunicación se analizan las diferentes propuestas de producción de pigmentos cerámicos a partir de los siguientes tipos de residuos: 3.1) A partir de residuos de industrias extractivas primarias. 3.2) De industrias secundarias como la industria no ferrosa y la siderurgia. 3.3) De la agricultura y la industria alimentaria. 3.4) De la industria del curtido y, 3.5) De productos comerciales inorgánicos desechados.

3.1 Pigmentos cerámicos a partir de residuos de industrias extractivas primarias.

Yang et al. (Yang, 2022) obtienen composites de azul cobalto CoAl_2O_4 utilizando residuos del tratamiento de caolín por un método mecanoquímico de intensa molturación de nitratos en presencia de CaCO_3 que actúa como coprecipitante alcalino y de las partículas de cuarzo como sustrato de cristalización, seguida de calcinación (990-1200°C). La optimización de variables produce un pigmento $L^* a^* b^* = 40.54/4.12/55.22$. El mismo grupo de trabajo (Yang, 2022, b) obtiene el azul cobalto CoAl_2O_4 utilizando arena de mar. El método mecanoquímico empleado permite obtener nanopartícula de CoAl_2O_4 adheridas a las partículas de cuarzo reduciendo la cantidad de cobalto necesario. El mejor azul obtenido es $L^* a^* b^* = 39.98/3.64/-50.32$. El pigmento se aplica en papel, tintas sobre alúmina y bajo vidriado, aunque no evalúan el color.

3.2 Pigmentos cerámicos de residuos de industrias secundarias como la industria no ferrosa y la siderurgia.

3.2.1. A partir de polvos residuales de la fabricación de acero inoxidable (SSD Stainless steelmaking dust).

El polvo de fabricación de acero inoxidable SSD por lo general, contiene 21–60 % en peso de Fe, 8–17 % de Cr, 3–9 % de Ni y 2–8 % de Mn, en forma de óxidos simples y espinelas. Estadísticamente, se generan alrededor de 18 ~ 33 kg de polvo de fabricación de acero inoxidable para producir 1 tonelada de acero inoxidable. La valorización de estos residuos es por tanto un objetivo ambiental indudable.

Colpas-Ruiz M.A. et al. (Colpas-Ruiz, 2020) estudian la recuperación como hematita de la cascarilla de óxido superficial de varillas de acero. El residuo siderúrgico en polvo se compone mayoritariamente por Fe_2O_3 (87.92 %), SiO_2 (6.13 %), CaO (1.88 %), Al_2O_3 (1.30 %) y MnO (0.77 %). El tratamiento térmico del residuo indica una alta conversión de los óxidos de hierro a hematita. Se obtienen polvos de hematita marrones en torno a $L^* a^* b^* = 20/16/12$ que, dispersados en aceite de coco y comparados con pigmentos comerciales de hematita sintética, presentan resultados de color moderados de categoría C.

Liu et al., (Liu, 2022) obtienen un pigmento cerámico negro sin cobalto a partir de residuos SSD con una relación molar Fe/Cr/Mn/Ni de 1:1:1:1 en la mezcla de polvos de acería inoxidable y reactivos químicos (MnO , Cr_2O_3 y NiO), calcinados a 1125°C/30 min. El material calcinado presenta una mezcla de las espinelas Fe_3O_4 , FeCr_2O_4 y NiFe_2O_4 , con coloración negra intensa ($L^* a^* b^* = 36,43/2,61/1,70$). Según los autores, mejoran las de los pigmentos de cobalto comerciales. Este mismo grupo de investigación (Li et al., 2022) presentan negros de tipo $(\text{Fe,Cr})\text{O}_3$, utilizando SSD y Cr_2O_3 con $L^* a^* b^*$ en torno a 37/0,2/0,2. Asimismo los autores (Li, 2022, b) mediante precalentamiento por microondas y la calcinación a 900°C utilizando SSD, Cr_2O_3 y NiO obtienen pigmentos negros mezcla de espinelas $\text{Ni}(\text{FeCr})\text{O}_4$ y NiCr_2O_4 . También preparan pigmentos negros a partir de escoria de cobre residual de una planta de fundición de cobre (Liu et al., 2020) produciendo una baldosa negra con $L^* a^* b^* = 28.19/1.71/3.52$ con fase mayoritaria FeCr_2O_4 .

Lee et al. (Lee et al., 2021) reciclan polvo de horno de arco eléctrico (electric arc furnace dust Zn(EAFD)), compuesto por cuarzo, franklinita ZnFe_2O_4 y ZnO), como tinta cerámica cian acuosa para aplicaciones de impresión por chorro de tinta. El polvo óptimo es el que utiliza una relación másica $\text{Zn}(\text{EDAF}):\text{Co} = 0,25$ con $L^* a^* b^* = 23.32/-0.90/-28.64$.

3.2.2 A partir de residuos de galvanoplastia.

3.2.2.1 A partir de polvos procedentes de lodos residuales de galvanoplastia (electroplating sludge ES)

La industria de metales no ferrosos, como la electrodeposición de Cr/Ni/Cu, produce lodos ácidos que generalmente se neutralizan con lechada de cal, los desechos resultantes se deshidratan mediante filtración

al vacío o filtro prensa. Los lodos deshidratados contienen sulfato de calcio (CaSO_4) proveniente del proceso de neutralización, así como metales de transición (Cr, Ni y Cu), aceite, grasas y sólidos en suspensión.

Gargori et al. (Gargori et al., 2018) estudian los lodos residuales del baño de Cr/Ni/Cu que fueron secados (110°C) y cocidos (1100°C). Sólo detectan la cristalización de cuarzo en muestras secas, y espinela de cromita de NiCr_2O_4 y periclase NiO en polvos cocidos, junto con anhidrita CaSO_4 y wollastonita CaSiO_3 . Los polvos se han introducido como pigmentos cerámicos en tres esmaltes convencionales diferentes. Los polvos secos inducen defectos de vidriado, pero no los cocidos que exhiben colores negros intensos.

Carneiro et al. (Carneiro et al., 2019) obtienen polvos marrones de $L^*a^*b^*$ variables 36-45/0,4-4/2-12 a partir de residuos de galvanoplastia Cr/Ni (ES) y lodos del corte de piedras naturales: mármol (MS) y granito (GS). Las mezclas calcinadas a $1100\text{-}1300^\circ\text{C}$ presentan espinela no especificada (con toda probabilidad NiCr_2O_4), NiO , Ni_2SiO_4 y cuarzo. El mismo grupo (Carneiro et al., 2018) obtuvo negros con residuos de galvanoplastia y los barrojos (red muds) de la bauxita de espinela rica en hierro $\text{Ni}(\text{Cr},\text{Fe})_2\text{O}_4$. Algo similar utilizando óxido de hierro, pero también residuos de la industria del acero, realizan Matovic et al. (Matovic et al., 2021), obteniendo polvos negros de 23,9/1,6/0 que no prueban en matrices cerámicas. Ozturk et al. (Ozturk et al., 2020) obtienen coloraciones marrones (43/4/15 en vidriados al 6% utilizando escorias de horno rotatorio para la producción de Zn y Pb (SiO_2 16,1, Fe_2O_3 26,5, $\text{Al}_2\text{O}_3+\text{TiO}_2$ 8,5, Fe_2O_3 26,5, CaO 29,8%). Observan que la adición de escoria genera wollastonita, franklinita ZnFe_2O_4 y hematita.

3.2.2.2. A partir de electrolitos agotados de galvanoplastia.

El volumen de electrolito gastado supone un 2–3% de la cantidad total de aguas residuales de la producción galvánica. La concentración de metales pesados es de 100 a 150 veces mayor que en las aguas de enjuague. La naturaleza periódica de tales descargas conduce a una interrupción en la operación de las instalaciones de tratamiento. Zalyhina et al. (Zalyhina et al., 2021) estudian el efecto de los abrillantadores incluidos en la composición de los electrolitos de recubrimiento de zinc usados en la composición y estructura de pigmentos blancos de ZnO . La presencia de abrillantadores en los electrolitos no afectó el pH ni a la blancura de los pigmentos resultantes, pero sí la presencia de hierro. Asimismo, Zalyhina et al. (Zalyhina et al., 2021, b) estudian la recuperación como pigmentos de electrolitos agotados de galvanoplastia: por ejemplo, el electrolito de cadmio gastado contenía sulfato de cadmio CdSO_4 (34–56 g/l) y ácido sulfúrico H_2SO_4 (25–30 g/l) como componentes principales. La síntesis se realiza por un método de coprecipitación: por ejemplo, fosfato de sodio para iones de cadmio. Los precipitados son filtrados y lavados, se calcinan a temperaturas entre 500 y 800°C para obtener los fosfatos correspondientes como pigmentos blancos (ZnO y $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Zn}_2\text{P}_2\text{O}_7$), negros (NiO , 23/0,1/1 en promedio), amarillos ($\text{Ni}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Ni}_2\text{P}_2\text{O}_7$ 70/31/37), azules ($\text{Cu}_3(\text{PO}_4)_2$ 65/-10/-65) y rojos (CdO 72/73/62).

La jarosita, $\text{AM}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$, con $\text{A}^+ = \text{Na}$, K, $\text{NH}_4\dots$ y $\text{M}^{3+} = \text{Fe}$, Cr, V es un residuo obtenido de la industria del zinc. Narayanan et al. (Narayanan, 2021) realizan un extraño trabajo añadiendo al residuo nitratos y cloruros metálicos y reduciendo a las formas metálicas con aminopropiltrimetoxisilano (APTMS) seguido de borohidruro de sodio en reflujo a 70°C . Es una síntesis compleja con uso de disolventes que invalidan la valorización de la jarosita. En un trabajo también poco sostenible (Marcus et al., 2020) preparan cromatos de bario y plomo de alta toxicidad por precipitación con acetato de plomo y cloruro de bario de lodos del tratamiento de aguas residuales galvánicas.

3.2.2.3. A Partir de residuos de la producción de ZnCl_2 de galvanoplastia.

El cloruro de cinc ZnCl_2 se obtiene a partir de ácidos de reacondicionamiento de las plantas de galvanización obtenidos por disolución del recubrimiento de zinc en objetos mal galvanizados en HCl. El contenido de hierro es superior al 1,5% en estos ácidos, después de un tratamiento con H_2O_2 para oxidar todo el hierro a $\text{Fe}(\text{III})$ se alcaliniza para precipitar todo el hierro como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y se añade Zn para eliminar los metales más nobles que el Zn (p.e. $\text{Cu}^{2+} + \text{Zn} = \text{Cu} + \text{Zn}^{2+}$) obteniéndose un residuo pastoso rico en hierro. Ovčáčíková et al. (Ovčáčíková et al., 2021) lo secan y tratan a 900°C , obteniendo un calcinado con alta concentración de

hematita que produce coloraciones marrones en vidriados de $L^*a^*b^*=16.98/17.69/10.93$ comparables a los obtenidos con la hematita comercial.

Tabla 2. Resumen de los pigmentos no negros obtenidos a partir de residuos.

Pigmento CPMA nº	Residuo (catión valorado)	CPMA Cat.	polvo $L^*a^*b^*$	vidriado $L^*a^*b^*$	pretratamiento
(ZnCo)Al ₂ O ₄ azul 13-28-2	polvo de horno de arco eléctrico EAFD (Zn ²⁺) Lee, 2021	A inkjet	23.32/-0.90/-28.64	-	molturación
CoAl ₂ O ₄ azul 13-26-2	Escoria de aluminio (Al ³⁺) Yongvanich, 2018	A	20-30/-2.3 a -2,6/-3.4 a -4.0 1100°C	mejora b*	molturación
(Co,Zn) ₂ SiO ₄ azul 7-10-2	Cenizas de cascarilla de arroz (Si ⁴⁺) Markovska, 2018	A	35,68/2,08/-41,24 1000°C	azules no medidos	molturación
	Arena residual de caolín (Si ⁴⁺) Yang,2022	A	40.54/4.12/-55.22 990-1200°C/2h		molturación
	Arena marina (Si ⁴⁺) Yang,2022	A	39.98,3.64/-50.32 990-1200°C/2h		molturación
(Co,Mg)(Cr,Al) ₂ O ₄ azul verdoso 13-26-2	Restos aluminotermia de ferrotitanio (Al ³⁺) Zaichuk, 2019	A	- 1150-1200°C adición B ₂ O ₃	- 8% vidriado 1100°C	molturación
	Residuo catalizador Co,Mo,Al (Co ²⁺ ,Al ³⁺) Zaichuk, 2021	A	- 1200-1300°C adición B ₂ O ₃	- 8% vidriado	Lixiviación Mo con NaOH, molturación
Fe ₂ O ₃ marrón 3-06-7	Cascarilla acero corrugado (Fe ³⁺) Colpas-Ruiz, 2020	C	20/16/12 750-850°C 0.5-1.50 h	-	molturación
	Residuo de electrolitos ZnCl ₂ (Fe ³⁺) Ovčáčiková,2021	A	180 y 900°C seguidos de lavado	16.98/17.69/10.93 6%	lavado y molturación
Ni(CrFe) ₂ O ₄ marrón 13-50-9	residuos mármol, piedra y galvanoplastia Ni/Cr (Ni ²⁺ ,Cr ³⁺) Carneiro, 2019	A	-	36-45/0,4-4/2-12 1100-1300°C	molturación
ZnFe ₂ O ₄ marrón 13-36-7	escorias metalurgia de Zn y Pb (Zn ²⁺) Ozturk, 2020	A	1150°C	43/4/15 6% 1112/545 min	Molturación
CdS Amarillo	baterías Ni-Cd (Cd ²⁺) Rambo,2019	C	78/10/65	-	compleja y agresiva

3.2.3. A Partir de residuos de alúmina de escorias metalúrgicas.

Yongvanich et al. ([Yongvanich et al., 2018](#)) preparan CoAl₂O₄ a partir de la alúmina de escorias de la metalurgia del aluminio, obteniendo a 1100°C azules ($L^*a^*b^* = 20-30/-2.3 a -2,6/-3.4 a -4.0$) que mejoran en b* en el vidriado. Zaichuk et al ([Zaichuk et al.,2019](#)) utilizan escorias de aluminotermia de producción de ferrotitanio con un composición molar CaO 0.05, Al₂O₃ 0.65 y TiO₂ 0.25 a la que añaden CoO, Cr₂O₃ y MgO para producir espinelas (Co,Mg)(Cr,Al)₂O₄ azul verdosas añadiendo B₂O₃ como mineralizador y tratamientos de 1150-1200°C: no se mide el color y solo se indica el tono en longitud de onda (467–487 nm para polvos y 472–485 nm para vidriados (1100°C) al 8%.

3.3. Pigmentos cerámicos a partir de la agricultura y la industria alimentaria.

La combustión de la cascarilla de arroz en aire produce cenizas ricas en SiO₂, más del 90%. Markovska et al ([Markovska et al., 2018](#)), preparan pigmentos cerámicos de willemita (CoZn)₂SiO₄ introduciendo la ceniza

de cáscara de arroz, con composición $x\text{CoO} \cdot (2-x)\text{ZnO} \cdot \text{SiO}_2$, $x = 0,125-1$, siendo $0,375\text{CoO} \cdot 1,625\text{ZnO} \cdot \text{SiO}_2$ calcinado a 1000°C el mejor azul ($L^*a^*b^*=35,68/2,08/-41,24$) y se indica que colorean vidriados y pastas pero no presenta resultados.

3.4. Pigmentos cerámicos a partir de la industria del curtido.

Oliveira et al (Oliveira, 2019) utilizan fragmentos de residuos de cuero fino obtenido con molino de cuchillas que se calcinan. Las cenizas (en las que se detecta eskolaita Cr_2O_3 por DRX) junto con Al_2O_3 , CaO y SiO_2 , mezcladas en molino, se utilizaron para obtener el Rosa Corindón ($\text{Al}_2\text{O}_3\text{-Cr}_2\text{O}_3$) y el verde de Uvarovita $\text{Ca}_3\text{Cr}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$. No se realiza control colorimétrico ni de comportamiento en vidriados.

3.5. Pigmentos cerámicos a partir de productos comerciales inorgánicos desechados.

Rambo et al. (Rambo et al., 2019) utilizan baterías de Ni-Cd de teléfonos móviles previo tratamiento con HCl concentrado (12 mol/l con relación material/HCl = 150 g/l, agitados a $40^\circ\text{C}/4\text{h}$) en dos extracciones: a) los electrodos, rejilla metálica y la pasta electrolítica se separan del plástico y se sumerge en HCl, b) solo los electrodos. Los metales se extraen con tributilfosfato, cuyos complejos se coprecipitan con NaOH y los precipitados se redisuelven en HCl para después ser tratados con H_2S para dar CdS y otros sulfuros como los de Co de los electrodos y del omnipresente Fe. Se obtiene un amarillo de CdS $L^*a^*b^*=78/10/65$. El procedimiento es muy agresivo y el pigmento, aunque puede ser utilizado en la producción de sulfoseleniuro de cadmio ocluido en circón (Monrós et al., 2021), no es un pigmento cerámico utilizable a la temperatura de cocción cerámica. Yongvanich et al (Yongvanich et al., 2021) preparan pigmentos cerámicos de forsterita dopados con cobalto ($\text{Mg}_{2-2x}\text{Co}_{2x}\text{SiO}_4$ ($x = 0 - 0,2$)) a partir de residuos de espejos como fundente, mejorando la temperatura de formación de la forsterita en 200°C y acomodando cationes cobalto hasta en un 20%, pero en esmalte hay una alteración del color, indicando la inestabilidad de los pigmentos en el vidriado. Zaichuk et al (Zaichuk et al., 2021) obtienen pigmentos de CoAl_2O_4 con catalizadores usados de aluminio-cobalto-molibdeno (ACM) de hidrodesulfuración de petróleo, formados por hidróxido de aluminio amorfo y $\text{Y-Al}_2\text{O}_3$ además de un 5% de CoO (el Mo lo eliminan por ataque alcalino con NaOH previamente). Sintetizan composiciones $(\text{M},\text{Co})\text{Al}_2\text{O}_3$ $\text{M}=\text{Mg}, \text{Zn}$ a temperaturas de $1200\text{-}1300^\circ\text{C}$. Estudian la adición al 8% en frita transparente y lamentablemente no definen el color (utilizan un comparador de color CC-3).

Tabla 3. Resumen de los pigmentos negros obtenidos a partir de residuos.

Pigmento CPMA n°	Residuo (catión valorado)	CPMA Cat.	polvo $L^*a^*b^*$	vidriado $L^*a^*b^*$	Pretratamiento
Espinelas $\text{Ni}(\text{Fe},\text{Cr})_2\text{O}_4$ 13-50-9	Ni/Cr/Cu galvanoplastia ($\text{Ni}^{2+}, \text{Cr}^{3+}$) Gargori, 2018	A	30.7/0.6/-3.3 1000°C/1h	30.9/-2.9/-3.3	molturación
	SST $\text{Ni}(\text{Fe},\text{Cr})_2\text{O}_4$ ($\text{Ni}^{2+}, \text{Cr}^{3+}$) Liu, 2022	A	36,43/ 2,61/1,70 1100-1150°C	-	molturación
	SST $\text{Ni}(\text{Fe},\text{Cr})_2\text{O}_4$ ($\text{Ni}^{2+}, \text{Cr}^{3+}$) Li, 2022,b	A	37/0,2/0,2	30/1,5/1	Microondas 2000 W
	SST y escoria de fundición de Cu ($\text{Ni}^{2+}, \text{Cr}^{3+}$) Liu, 2020	A	-	pieza conformada con Fe/Cr=2 28.19/1.71/3.52 1150°C/30 min	molturación
Cr- Hematita ($\text{Fe}_x\text{Cr}_{1-x}$) $_2\text{O}_3$ 03-05-3	SST $\text{Ni}(\text{Fe},\text{Cr})_2\text{O}_4$ ($\text{Ni}^{2+}, \text{Cr}^{3+}$) Li, 2022	A	37/0,2/0,2	31,5/0,1/0,3	Microondas 2000 W
	lodo galvanoplastia (Cr^{3+}) Matovic, 2021	A	38,35/0,48/-2,04	no se realiza	Secado y molturación con Fe_2O_3

A partir de la discusión anterior, los pigmentos obtenidos a partir de residuos, que cumplen los criterios de viabilidad anteriormente citados y con mayor interés industrial, son negros, azules y marrones basados en estructuras espinela y hematita, obtenidos a partir de residuos de escorias del acero y de tratamientos de galvanoplastia se resumen en las [Tablas 2](#) (para pigmentos no negros) y [Tabla 3](#) (para negros).

4. Conclusiones

Se han analizado, a partir de un análisis bibliométrico, las propuestas en la literatura para la preparación de pigmentos cerámicos con las siguientes conclusiones: a) desde el punto de vista de color y estructura se preparan azules basados en CoAl_2O_3 y marrones de hematita Fe_2O_3 o espinelas ZnFe_2O_4 y $\text{Ni Ni}(\text{CrFe})_2\text{O}_4$ ([Tabla 2](#)) o negros de espinela $\text{Ni}(\text{Fe,Cr})_2\text{O}_4$ o de Cr-hematita ([Tabla 3](#)). b) destacan como residuos más relevantes los de la escoria del acero como fuente de Fe y Cr, los asociados a tratamientos de galvanoplastia que permiten valorizar Ni, Cr, Cu y los de aluminotermia como fuente de Al para obtener hematita y espinelas. c) a pesar del número relativamente alto de producción de azules cobalto, solo se valoriza Co en la valorización de un residuo técnico de catalizadores usados de Al-Co-Mo ([Zaichuk et al., 2021](#)). d) la valorización de pilas de Ni-Cd permite obtener pigmentos de CdS, con un procedimiento muy agresivo y el pigmento, no es un pigmento directamente utilizable a la temperatura de cocción cerámica, aunque podría ser utilizado en la producción del pigmento cerámico sulfoseleniuro de cadmio ocluido en circón.

Agradecimientos.

Los autores agradecen el soporte financiero de la Universitat Jaume I (Proyecto UJI B2021-73).

Referencias.

- Carneiro, J, Tobaldi DM, Capela, MN, Seabra, MP, 2019 , Waste-Based pigments for application in ceramic glazes and stoneware bodies, *Materials* 12, 3396.
- Carneiro, J, MN Capela, MN, Tobaldi, DM, Novais RM, 2018, Red mud and electroplating sludge as coloring agents of distinct glazes: The influence of heat treatment, *Materials Letters*, 223, 166-169
- Colpas-Ruiz, M.A , Gnecco-Molina, C, Pérez-Mendoza, J., Higuera-Cobos O., Jiménez-Rodríguez G., 2020. Obtención de un pigmento de hematita mediante la transformación térmica del óxido superficial de varillas de acero corrugado, *Revista UIS Ingenierías* 19, 3, 143-152.
- Derek, J. (1965). *Networks of Scientific Papers*, Science. 149 (3683): 510–515.
- Gargori, C, Prim, SR, Llusar, M, Folgueras, MV, Monrós, G., 2018, Recycling of Cr/Ni/Cu plating wastes as black ceramic pigments, *Materials Letters*.
- Jenkins S.H., Analytical test in relation to the discharge of trade effluents to sewers pp. 248-264, in *Waste treatment*, P.C.G. Issac ed., Pergamon Press, London, 1960.
- Lee, JH, Han, KS, Hwang KT, Kim JH., 2021, Recycling of steelmaking electric arc furnace dust into aqueous cyan ceramic ink for inkjet printing process and its printability, *Ceramics International*, 47, 16964-16971.
- Li, Z., Zhang, X, Ma, G., Zheng, D., Xu, J., 2022, Effect of the Fe/Cr molar ratio and calcination temperature on the preparation, of black ceramic pigment with stainless steel dust assisted by microwave processing, *Journal of Cleaner Production*, 372, 13375
- Li, Z., Zhang, X, Ma, G., Zheng, D., Xu, J., 2022 b, Effect of the nickel molar content on the preparation and properties of spinel-type black ceramic pigment by microwave processing from stainless steelmaking, *Materials Today Communications* 32,104151
- Liu, M, Ma G., Zhang X., Zheng D., Li, Z., 2022, Preparation and coloring mechanism of cobalt-free black ceramic pigments from stainless steelmaking dust, *Materials Today Communications* 33, 104609,
- Liu M, Ma G., Zhang X., Liu J., Wang Q., 2020, Preparation of black ceramic tiles using waste copper slag and stainless steel slag of electric arc furnace, *Materials* 2020, 13, 776; doi:10.3390/ma13030776

- MacArthur (Ellen) Foundation, Growth Within: a circular economy vision for a competitive Europe, SUN, McKinsey & Co., June 2015.
- Markovska, I, Dimitrov, T, Ibrev, T., 2018, Synthesis and characterization of willemite ceramic pigments by Husk Ash, Journal of Chemical, Biological, Bulgarian Chemical Communications, Special Issue F,31–37.
- Marcus, MI, Vlad M., Deak, G., Moncea, A., Thermal stability of inorganic pigments synthesized from galvanic sludge, Rev. Chim., 71 (8), 2020, 13-20 <https://doi.org/10.37358/Rev.Chim.1949.2020>
- Matovic L, Vujasin R, Kumric K, Krstic DS, Wu Y, Kabtamu DM., Devecerski A, 2021 Designing of technological scheme for conversion of Cr-rich electroplating sludge into the black ceramic pigments of consistent composition, Journal of Environmental Chemical Engineering, 9, 1,105038
- Monrós G., Cerro S., Esteve V., Llusar M., 2019, Inorganic pigments from wastes as secondary raw materials, Vitrogeowastes, Elche (España). Ed. Universidad Miguel Hernández. 2019. ISBN 9788416024780.
- Monrós, G., Scheelite and Zircon: Brightness, Color and NIR Reflectance in Ceramics; Nova Science Publishers: New York, USA, 2021, ISBN: 978-1-53619-332-9.
- Narayanan, SV., Mohamed, AAP., 2021, Synthesis and photophysical studies of spectrally selective ceramic colorants from jarosite, Today: proceedings 41,644-650
- Oliveira, AJM., Gimenes R., Soares ME., 2019, Synthesis of corundum pink and uvarovite using ashes from leather waste, in Brazil MRS Meeting proceedings, 269-275.
- Ozturk, ZB., Pekkan., K., Tasci, E., Yilmaz, S.,2020, effect of granulated lead-zinc slag on aesthetic and microstructural properties of single-fired wall tile glazes, J. of the Australian Ceramic Society 56,2609-617
- Pritchard, A., (1969). Statistical Bibliography or Bibliometrics?", Journal of Documentation. 25 (4): 348–349.
- Rambo, CR., Lacerda, SS., Campestrini, LH., 2019, Acid Leaching-Based Synthesis of CdS Yellow Ceramic Pigment with Discarded Ni-Cd Batteries, Mat. Res. 22 (5).
- Ovčáčíková, H., Velička, M., Maierová, P., Vlček, J., 2021, Characterization of Waste Sludge Pigment from Production of ZnCl₂, Minerals, 11, 313. <https://doi.org/10.3390/min11030313>
- Yang, H., Mu, B., Li, S., 2022, CaCO₃-assisted mechanochemical synthesis of low-cost and high-chroma cobalt blue composite pigments using kaolin tailing sand for ceramic coloring, Journal of Industrial and Engineering Chemistry 112, 440–450441.
- Yang, H., Mu, B., Li, S., Wang, A., 2022 b, Utilization of Sea Sand for Preparation of High-Performance CoAl₂O₄ Composite Pigments *via* a Cleaner Mechanochemistry Route, Sust. Chemistry & Eng. 10, 9553-64
- Yongvanich, N., Emtip, B., Hengprayoon, B., 2018, Synthesis of spinel color pigments from aluminum dross waste, Key Engineering Materials, 766, 282-287. doi: 10.4028/www.scientific.net/KEM.766.282
- Yongvanich, N, Lithira, N., 2021, Synthesis and optical properties of forsterite ceramic pigments using mirror wastes as a flux, Journal of Metals, Materials and Minerals, 31,4, 200-217
- Zalyhina, V, Cheprasova V, Belyaeva V, 2021 b, Pigments from spent Zn, Ni, Cu, and Cd electrolytes from electroplating industry, Environmental Science and Pollution Research 28, 32660–32668,
- Zalyhina, Z, Cheprasova, V.,2021, Pigments from spent ammonium chloride zinc plating electrolytes, J Chem Technol Biotechnol, 96: 2767–2774
- Zaichuk, ,Amelina AA., 2019, Blue-green spinel-type ceramic pigments prepared from the slag of aluminothermal production of ferrotitanium, Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii, 2019,4,46-54.
- Zaichuk, A.V., Amelina, A.A., Hordieiev, Y.S., Frolova, L., Ivchenko, V.D., (2021), Synthesis and characteristics of aluminate spinel ceramic pigments based on spent aluminium-cobalt-molybdenum catalyst, Pigment & Resin Technology, 50, 6, 515-522. <https://doi.org/10.1108/PRT-08-2020-0081>

LIFE EGGSHELLENCE: SIMBIOSIS INDUSTRIAL ENTRE LAS EMPRESAS OVOPRODUCTORAS Y LAS EMPRESAS CERÁMICAS

Quereda Vázquez, María Francisca^{1*}; Segarra Ferrando, Carmen¹; Soriano, Marisa¹; Catalán, Miguel²; Vigil, Francisco²; Peris, Amparo³; Baldonado, Ana³

¹Instituto de Tecnología Cerámica (ITC). Asociación de Investigación de las Industrias Cerámicas (AICE), Universitat Jaume I, España

²Mainer, S.L., España

³Euroatomizado, S.A., España

*paqui.quereda@itc.uji.es

Resumen

Se estima que en Europa se generan alrededor de 150.000 toneladas de cáscaras de huevo cuyo destino son los vertederos. A menudo producen problemas, como malos olores o crecimiento de bio-organismos que suscitan quejas o denuncias. Los dos países involucrados en este proyecto, España y Portugal están produciendo actualmente 5.500 toneladas al año de residuos de cáscaras de huevo, en el caso de Portugal y 16.000 toneladas al año, en el caso de España. Los costes de transporte de estos residuos a los vertederos y de depósito oscilan entre 25 y 200 € por tonelada, lo cual supone en el caso de empresas ovoproductoras de tamaño medio un coste de entre 50 y 100.000 € al año.

En concordancia con los principios de la Economía Circular, el objetivo del proyecto europeo LIFE EGGSHELLENCE es demostrar la viabilidad técnica del uso de la cáscara de huevo como materia prima secundaria en la fabricación de azulejos. Para ello debe eliminarse la membrana adherida a la cáscara, lo cual se ha conseguido desarrollando un prototipo que permite separar la membrana de la propia cáscara, obteniendo bio-CaCO₃ mediante un proceso simple y de bajo coste.

Este bio-CaCO₃ se ha caracterizado desde un punto de vista físico-químico y microestructural y posteriormente se ha empleado en la fabricación de azulejos cerámicos, inicialmente a escala de laboratorio, posteriormente a escala piloto y finalmente a escala industrial.

Palabras clave: economía circular; simbiosis industrial; baldosas cerámicas; cáscara de huevo; bio-carbonato cálcico

1. Introducción

La gestión de residuos es uno de los problemas más emergentes de la industria alimentaria. Centrándonos en las empresas ovoproductoras, la producción industrializada de ovoproductos en Europa (por ejemplo, en forma de polvo, líquido y congelado) ofrece grandes beneficios económicos pero también genera una gran cantidad de residuos, principalmente cáscara de huevo (alrededor del 11% del peso total del huevo).

Se estima que a nivel europeo se generan 150.000 toneladas/año de cáscaras de huevo en las empresas ovo-productoras (Vilarinho, et al., 2022a; Vilarinho, et al., 2022b). Las cáscaras de huevo están compuestas mayoritariamente por carbonato cálcico (95% del peso de la cáscara), carbonato de magnesio (1%), fosfato de calcio (1%) y agua (Vilarinho, et al., 2022b; Hester, 2016). Por lo tanto, una vez separada la membrana, pueden convertirse en una fuente alternativa de carbonato cálcico. Uno de los usos del carbonato cálcico en Europa es en la fabricación de azulejos cerámicos. En efecto, el principal requerimiento que se les exige a las baldosas de azulejo es que presenten una alta estabilidad dimensional. Esto se consigue mediante

bajas contracciones de cocción, lo cual va unido a una alta porosidad, que además supone una mayor facilidad en su colocación. Por otro lado, es necesario que las piezas cocidas presenten una elevada proporción de fases cristalinas con una mínima presencia de fases amorfas para evitar que presenten una alta expansión por humedad como consecuencia de su elevada porosidad. La estabilidad dimensional, la alta porosidad y la formación de fases cristalinas se consiguen con la introducción de carbonatos cálcicos y/o magnésicos en la composición (Amorós, et al., 2010). Los óxidos de calcio y magnesio reaccionan con las fases amorfas provenientes de la deshidroxilación de los minerales arcillosos para formar silicatos y silicoaluminatos cálcicos y/o magnésicos estables frente a la acción de la humedad.

Por todo ello, en concordancia con los principios de la Economía Circular, el objetivo del proyecto europeo LIFE EGGHELLENCE (Life Eggshellence, 2023) es demostrar la viabilidad técnica del uso de la cáscara de huevo como materia prima secundaria en la fabricación de azulejos.

Los dos países involucrados en este proyecto están produciendo 5.500 toneladas/año (Portugal) y 16.000 toneladas/año (España), con unos costes asociados de transporte y tratamiento o vertido de 25 a 200 euros/tonelada. Esto puede suponer costes del orden de 50.000 a 100.000 euros anuales en el caso de empresas ovo-productoras de tamaño medio.

La viabilidad de esta solución nace del hecho del gran consumo de carbonato cálcico de la industria cerámica europea. Esta industria es líder mundial en la producción de baldosas cerámicas de alta calidad, representando más del 10% de la producción mundial. España e Italia son los mayores productores de la UE. Los azulejos son el tipo de baldosa cerámica que se utiliza para el revestimiento de paredes y representan más del 25% de las baldosas cerámicas. Consumen grandes cantidades de carbonato cálcico, entre el 10 y el 15 % en peso, junto con arcillas y arenas. De acuerdo con la producción de baldosas cerámicas y teniendo en cuenta estos porcentajes, a nivel europeo el sector cerámico consume anualmente 300.000 toneladas de carbonato cálcico (de las cuales 150.000 corresponden a las empresas cerámicas españolas y 30.000 a las portuguesas). Considerando estos datos y que mediante el proceso de separación diseñado en LIFE EGGHELLENCE aproximadamente el 75% de la cáscara de huevo puede ser transformada en bio-carbonato cálcico, la industria cerámica podría absorber en ambos países y a nivel europeo la totalidad de las cáscaras de huevo producidas por las empresas ovo-productoras.

2. Metodología

Para poder demostrar la viabilidad técnica del uso del bio-carbonato procedente de la cáscara del huevo en azulejos cerámicos ha sido necesario en primer lugar estudiar el sistema de separación de la membrana más adecuado, para posteriormente desarrollar un prototipo que realice esta separación a escala piloto y finalmente desarrollar composiciones de azulejos cerámicos que incorporen el bio-carbonato.

2.1. Estudio de sistemas de separación de la membrana

2.1.1. Tamizado

Inicialmente se emplearon tamices planos con las siguientes luces de malla: 2,6; 2,8 y 3 mm. En todos los casos se tamizaron vía seca muestras de cáscara procedente del proceso industrial de obtención de ovoproductos. Posteriormente, una vez determinada la luz de malla óptima, se procedió a construir un tamiz rotatorio (Figura 1).

2.1.2. Molienda

Durante los ensayos de tamizado se observó que la eficacia en la separación de la membrana aumentaba si previamente al tamizado se realizaba una molienda de la cáscara. Para ello se construyó un molino de rodillos (Figura 2), con una distancia de separación entre rodillos ajustable (desde 2 mm hasta 0,5 mm).



Figura 1. Tamiz rotatorio construido para la separación de la membrana.



Figura 2. Proceso de molienda de la cáscara en molino de rodillos.

2.2. Caracterización físico-química de la cáscara de huevo

2.2.1. Composición química

La determinación de la composición química se ha llevado a cabo por espectrometría de fluorescencia de rayos X por dispersión de longitudes de onda, utilizando materiales de referencia que garantizan la trazabilidad de las medidas. También se ha determinado el carbono total mediante un analizador de carbono modelo CS-200 de la firma LECO. Para la realización del ensayo, se pesa una porción de muestra adecuada y se somete a un proceso de calentamiento en un horno de inducción con atmósfera de O₂. El CO₂ desprendido en el proceso de combustión se mide mediante un detector de Infrarrojo (IR). Además se ha determinado el contenido en nitrógeno (presente en la fracción orgánica) con un analizador elemental modelo TN-436 de la firma LECO. Finalmente, se determinó el contenido de carbonatos mediante calcimetría con el calcímetro de Bernard.

2.2.2. Observación de la microestructura

Las muestras de cáscara se observaron y fotografiaron con un microscopio estereoscópico provisto de dispositivo fotográfico. Posteriormente, se observaron, tanto en superficie como en sección transversal, empleando la señal de electrones retrodispersados de un microscopio electrónico de barrido de emisión de campo (MEB).

2.3. Desarrollo del prototipo

Una vez optimizado el proceso de separación a escala piloto, se construyó un prototipo para la separación de la membrana de la cáscara (Figura 3). El prototipo consta de los siguientes sistemas:

1. Molienda primaria con un molino de rodillos (1).
2. Tamizado (luz de malla de 2,6 mm) en un tamiz rotatorio (2).
3. Molienda secundaria con un molino de rodillos (3).

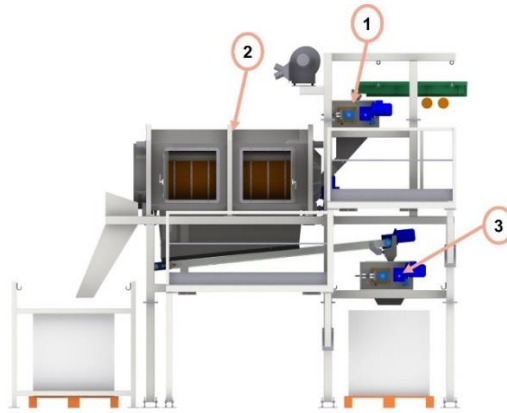


Figura 3. Esquema del prototipo construido para la separación de la membrana.

2.4. Desarrollo de composiciones de azulejos cerámicos con el bio-carbonato procedente de la cáscara del huevo

El material resultante del proceso de separación, denominado bio-carbonato por estar compuesto en más del 95% de carbonato cálcico, se introdujo en composiciones de azulejos cerámicos en un 5% en sustitución parcial del carbonato cálcico mineral. Las composiciones se prepararon inicialmente a escala de laboratorio, posteriormente a escala piloto, y finalmente a escala industrial.

3. Resultados y discusión

3.1. Estudio de sistemas de separación de la membrana

En la Figura 4 se muestra el aspecto del residuo procedente del proceso de obtención de ovoproductos, apreciándose una gran cantidad de membrana. También se aprecia el mayor tamaño de la membrana respecto a la cáscara, motivo por el que se pensó que el tamizado podía ser una buena opción para la separación de los dos materiales.



Figura 4. Aspecto de la cáscara de huevo con membrana.

Por ello, se realizaron pruebas con cáscara de huevo recién producida con tamices de 2,6, 2,8 y 3 mm. En todas las pruebas, la observación de las dos fracciones (rechazo y cernido) reveló que el rechazo estaba compuesto principalmente por membrana y el cernido estaba compuesto principalmente por cáscara de huevo (Figura 5). Para cuantificar el porcentaje de membrana aún presente en la cáscara de huevo separada, se determinó el contenido de carbonatos con el calcímetro Bernard. Los porcentajes de las dos fracciones, así como su contenido en carbonatos, se detallan en la Tabla 1.

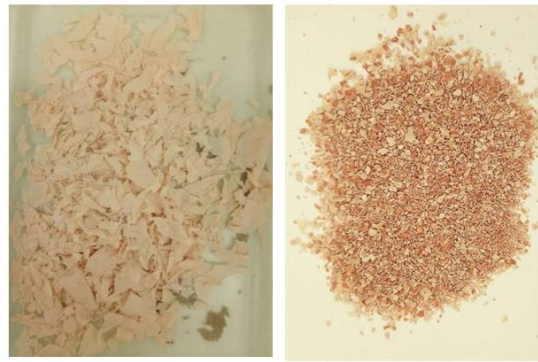


Figura 5. Aspecto de la membrana (imagen izquierda, rechazo del tamiz) y de la cáscara (imagen derecha, cernido).

Tabla 1. Resultados de la separación con tamices de diferente luz de malla

Tamiz (mm)	Rechazo (%)	Cernido (%)	Carbonatos en el rechazo (%)	Carbonatos en el cernido (%)
2,6	42,3	57,7	70	97
2,8	39,1	60,9	61	95
3,0	35,8	64,2	55	92

En todas las pruebas de tamizado se obtienen porcentajes muy elevados de rechazo y además se retiene un alto porcentaje de carbonato cálcico en el rechazo. Se estima que la cáscara de huevo contiene entre un 5 y un 10% de membrana, por lo que estos resultados indican que el tamizado no está resultando totalmente efectivo. En este punto se pensó que el proceso debería iniciarse con un tratamiento mecánico para potenciar la separación de la membrana y posteriormente, reducir el porcentaje de fracción rechazada así como la cantidad de cáscara de huevo adherida a la membrana. Tras diferentes pruebas, se propuso una molienda con dos rodillos con separación ajustable como tratamiento inicial previo al tamizado. También se pensó que un tamiz rotatorio era el más eficiente para un proceso continuo como será el caso una vez instalado el prototipo en empresas ovoproductoras. Para el tamiz rotatorio se propuso inicialmente una luz de malla de 2,6 mm ya que en este caso el porcentaje de membrana en la cáscara de huevo era muy bajo (Tabla 1, a mayor contenido de carbonatos menor debe ser el contenido de membrana).

Una vez construido el molino de rodillos y el tamiz rotatorio se realizaron pruebas para determinar la separación óptima de los rodillos. En la Tabla 2 se muestran los ensayos realizados y los resultados obtenidos. Cuanto más ancha es la separación de los rodillos, mayor número de veces se pasaba el material. Esto se debe a que con separaciones más estrechas se obtenía un mayor tiempo de residencia y, a continuación, una separación más eficaz en el tamiz rotatorio. Los porcentajes de las dos fracciones obtenidas tras el tamiz rotatorio así como su contenido en carbonatos, se detallan en la misma Tabla 2. De estos resultados, si se comparan con los de la Tabla 1 (sin tratamiento previo al tamizado), puede concluirse que la molienda mejora la separación de la membrana. En todos los casos sigue habiendo un alto porcentaje de rechazo (25-30% de la muestra total), que contiene una cantidad considerable de cáscara de huevo, es decir, carbonato cálcico (70-80%). El contenido de carbonato cálcico en el cernido es muy elevado en todos los casos, pero se obtiene una separación más satisfactoria con separaciones de 1 y 0,5 mm en los rodillos. Por el contrario, no se ha observado prácticamente ninguna influencia del número de pasadas por el molino de rodillos. A partir de estos resultados, se ha considerado óptima una separación de los rodillos de 1 mm.

Tabla 2. Resultados de la separación con molino de rodillos y tamiz rotatorio

Separación de los rodillos (mm)	Número de pasadas	Rechazo (%)	Cernido (%)	Carbonatos en el rechazo (%)	Carbonatos en el cernido (%)
2	3	30,5	69,5	77	98
1	2	24,5	75,5	72	99
1	1	24,9	75,1	74	99
0,5	2	23,9	76,1	73	98
0,5	1	23,6	76,4	72	98

En este punto se procesó una alta cantidad de cáscara de huevo con este proceso y el material resultante (bio-carbonato) se caracterizó desde un punto de vista químico. A continuación (Tabla 3) se muestra la composición química del bio-carbonato cálcico y los contenidos de C y N tanto del bio-carbonato como de la membrana, separada manualmente de la fracción residual. A partir de este análisis se han calculado los porcentajes de la fase mayoritaria, CaCO_3 , obteniéndose un 94% y de las dos minoritarias, MgCO_3 y $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, 1,3 y 0,7% respectivamente, lo cual está de acuerdo con la bibliografía (Vilarinho, et al., 2022b; Hester, 2016). A partir de estos porcentajes puede establecerse que la fracción orgánica remanente es del 4%. Este mismo porcentaje puede obtenerse si se descuenta la pérdida por calcinación asociada a los carbonatos de calcio y magnesio a la pérdida total del bio-carbonato. Otra forma de calcular la fracción orgánica es a partir del contenido de nitrógeno del bio-carbonato y el de la membrana. Los valores obtenidos, 0,42 y 8,3% respectivamente, permiten establecer un porcentaje de fracción orgánica en el bio-carbonato del 5%, muy cercano al 4% determinado previamente. Finalmente, a partir del dato de C total del bio-carbonato, descontando el C asociado a los carbonatos de calcio y magnesio, obtenemos un contenido de C orgánico del 1,1%. Este C orgánico es el que puede provocar problemas de corazón negro en los azulejos fabricados con el bio-carbonato. Debe indicarse, no obstante, que este contenido, una vez introducido el bio-carbonato en la composición cerámica en un porcentaje máximo del 15%, únicamente incrementará el contenido de C orgánico de la composición en un 0,16%. Este incremento no se considera elevado ya que no se pretende la sustitución total del carbonato mineral por el bio-carbonato, por lo que el aumento de C orgánico en la composición será inferior. En este punto se consideró que el proceso de separación de la membrana era adecuado y se procedió a construir el prototipo.

Tabla 3. Composición química del bio-carbonato y de la fracción rechazada (membrana).

Muestra	Bio-carbonato	Fracción rechazada
CaO (%)	53,0	--
MgO (%)	0,61	
Fe_2O_3 (%)	0,01	
Na_2O (%)	0,13	
K_2O (%)	0,06	
P_2O_5 (%)	0,31	
Pérdida por calcinación (%)	45,58	
C (%)	12,6	
N (%)	0,42	8,3

3.2. Desarrollo del prototipo

Una vez optimizado el proceso de separación a escala piloto, se construyó un prototipo para la separación de la membrana de la cáscara (Figura 3). Se realizaron 22 ensayos para ajustar las variables de funcionamiento (separación y velocidad de los rodillos y velocidad del tamiz rotativo). En casi todos ellos se obtuvo una elevada eliminación de la membrana (incluso superior a la obtenida antes de la construcción del prototipo final).

En la Figura 6 se muestran imágenes, tomadas con el microscopio estereoscópico, de 20 fragmentos de cáscara de huevo procedentes de una de las pruebas realizadas. Estos 20 fragmentos posteriormente se

observaron empleando la señal de electrones retrodispersados de un microscopio electrónico de barrido de emisión de campo (MEB). De su estudio por MEB se obtuvo que el fragmento 12 (Figura 7 izquierda) es el único que contiene una fracción importante de membrana. Por el contrario, los fragmentos 7 (Figura 7 derecha) y 11 no contienen prácticamente membrana y el resto de fragmentos presentan contenidos de membrana ligeramente superiores a los fragmentos 7 y 11 pero muy inferiores al fragmento 12. Puede concluirse por tanto, que el prototipo construido está funcionando correctamente ya que la cantidad de partículas que todavía contienen una proporción significativa de membrana es muy pequeña.

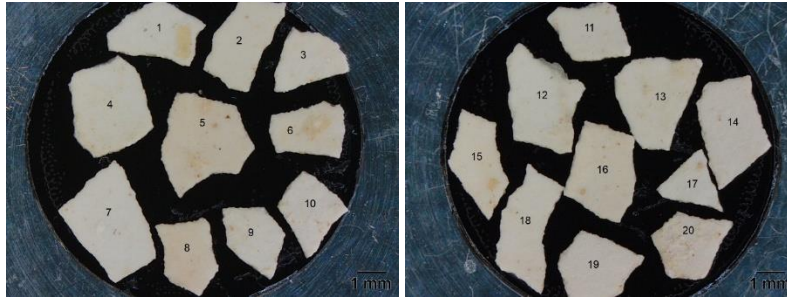


Figura 6. Aspecto de los fragmentos de cáscara seleccionados, vistos con el microscopio estereoscópico.

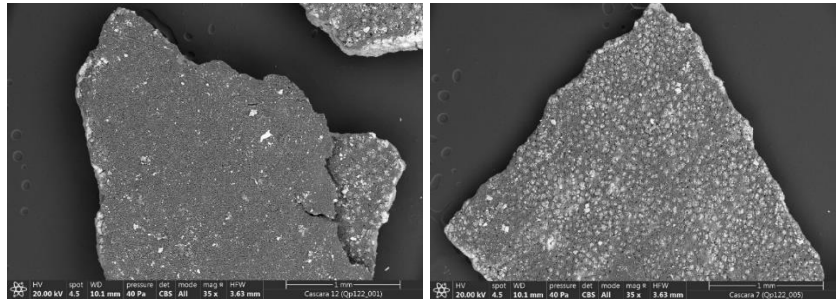


Figura 7. Micrografía MEB de los fragmentos 12 (izquierda) y 7 (derecha) identificados en la Figura 6.

3.3. Desarrollo de composiciones de azulejos cerámicos con el bio-carbonato procedente de la cáscara del huevo

El desarrollo de composiciones se ha realizado inicialmente a escala de laboratorio, posteriormente a escala piloto y finalmente a escala industrial. El bio-carbonato se introdujo en sustitución parcial del carbonato cálcico mineral. El porcentaje utilizado en todas las pruebas fue del 5% (aproximadamente 1/3 del contenido total de carbonatos, 14%). En las pruebas de laboratorio y piloto se ha comprobado que las composiciones que incorporan bio-carbonato presentan las mismas propiedades tras la cocción que las que sólo contienen carbonato mineral siendo los únicos cambios asociados a la introducción de bio-carbonato la necesidad de incrementar ligeramente el consumo de desfloculante y la presión de prensado de los azulejos. En la Figura 8 se muestran las baldosas de azulejo obtenidas a escala piloto.



Figura 8. Baldosas de 15x15 cm de azulejo obtenidas con la composición estándar (izquierda) y con la composición con un 5% de bio-carbonato (derecha).

Finalmente se ha realizado una prueba industrial en la que se han fabricado aproximadamente 15 tn de polvo atomizado con un 5% de bio-carbonato y otras 15 tn de la composición estándar. Con estos polvos atomizados se han fabricado aproximadamente 1000 m² de baldosas de azulejo de 30x90 cm, no observándose cambios en el tamaño de las baldosas ni defectos en la superficie vidriada. En la Figura 9 se muestra una de las baldosas obtenidas con el polvo atomizado que contiene un 5% de bio-carbonato.



Figura 9. Baldosa de azulejo obtenida industrialmente con la composición con un 5% de bio-carbonato.

4. Conclusiones

Las cáscaras de huevo, una vez separada la membrana, están compuestas fundamentalmente por carbonato cálcico, resultando un subproducto de gran interés para la industria cerámica por ser una alternativa al carbonato cálcico mineral. Para lograr separar la membrana se ha construido un prototipo capaz de procesar 10 tn diarias de cáscara obteniendo bio-carbonato prácticamente exento de membrana. La fabricación de azulejos cerámicos sin defectos a escala industrial con un 5% de bio-carbonato permite concluir la viabilidad de empleo de este subproducto procedente de las empresas ovoproductoras en la fabricación de azulejos, lo cual permitirá establecer un proceso de simbiosis industrial entre los dos sectores.

Agradecimientos

Este proyecto está financiado por el Programa LIFE 2014-2020 de Medio Ambiente y Acción por el Clima de la Unión Europea con referencia LIFE19 ENV/ES/000121 y co-financiado por el IVACE. Asimismo, los autores agradecen a la empresa AGOTZAINA, socia del proyecto, el haber facilitado muestras de cáscara y de bio-carbonato una vez instalado el prototipo en sus instalaciones.

Referencias

Amorós, J., Orts, M., Mestre, S. & García, F., 2010. Porous single-fired wall tile bodies: Influence of quartz particle size on tile properties. *J. Eur. Ceram. Soc.*, Volumen 30, pp. 17-28. DOI:10.1016/j.jeurceramsoc.2009.08.001.

Life Eggshellence: <http://www.lifeeggshellence.eu> (acceso: 27 Marzo 2023).

Hester, P., 2016. *Egg innovations and strategies for improvements*. s.l.:Academic press.

Vilarinho, I., Fillipi, E. & Seabra, M., 2022a. Bio-CaCO₃ from eggshell waste as raw material for eco-ceramic products. s.l., *Materials 2022 - XX Congresso da Sociedade Portuguesa de Materiais, XI International Materials Symposium | II Iberian Congress on Materials Science and Technology, Materials Proceedings*. <https://www.mdpi.com/2673-4605/8/1/58>

Vilarinho, I., Fillipi, E. & Seabra, M., 2022b. Development of eco-ceramic wall tiles with bio-CaCO₃ from eggshells waste. *Open Ceramic*, p. 100220. DOI:j.oceram.2022.100220.

DESARROLLO DE FRITAS CERÁMICAS A PARTIR DE ZnO PROCEDENTE DE CORRIENTES RESIDUALES

Vicente, M.J.^{1*}; Lorente-Ayza, M-M.¹; Palanques, A.¹; Pocoví-Martínez, S.²; Bosch, F.²; Añó, E.³; Simorte, J.³

¹ Instituto de Tecnología Cerámica (ITC), Asociación de Investigación de las Industrias Cerámicas (AICE), Universitat Jaume I, Castellón, España.

² Instituto Tecnológico Metalmecánico, Mueble, Madera, Embalaje y Afines (AIDIMME), Paterna, España

³ Instituto Tecnológico de Producto Infantil y Ocio, Ibi, España

*mariajose.vicente@itc.uji.es

Resumen

Los sectores de producto infantil y ocio (juguete) y el sector de tratamiento de superficies metálicas generan elevados volúmenes de corrientes residuales ricas en cinc que actualmente se gestionan como residuos. Mediante el tratamiento de estas corrientes se puede recuperar el cinc contenido en los residuos, obteniendo materias primas secundarias (óxidos y metal de cinc) que puedan ser valorizadas en sectores industriales tan diversos como el metalmecánico, cerámico o juguete, lo que supondría ahorros sustanciales en la obtención primaria de cinc.

En este trabajo se han desarrollado fritas cerámicas empleando diferentes óxidos de cinc procedentes de corrientes residuales del sector metalmecánico y del juguete. Estas fritas se han utilizado en la preparación de esmaltes para la fabricación de baldosas cerámicas de revestimiento, las cuales se han caracterizado mediante la determinación de sus propiedades estéticas (color y brillo).

Los resultados obtenidos se han comparado con los correspondientes a productos obtenidos con un óxido de cinc comercial utilizado habitualmente en la industria cerámica, demostrándose la viabilidad de uso de las materias primas secundarias de cinc en este sector.

Palabras clave: residuo; cinc; fritas; economía circular.

1. Introducción

Las fritas son materiales de naturaleza vítrea que se obtienen por fusión a elevada temperatura (en torno a 1500 °C) a partir de una mezcla de materias primas de naturaleza cristalina (Matthes, 1990). Durante el fritado se forma una masa fundida que, al final del proceso, se somete a un enfriamiento brusco con el objeto de mantener su estructura vítrea y favorecer, además, su disgregación en pequeños fragmentos que favorecerá su posterior molienda.

Las fritas son un componente fundamental para la obtención de esmaltes para el recubrimiento de las baldosas cerámicas, pudiendo encontrarse en su composición en proporciones muy variables (Parmelee, 1973; Matthes, 1990) dependiendo del uso al que van destinadas las baldosas (revestimiento de suelos o de paredes) y del aspecto final demandado (brillo-mate, transparente-opaco).

Las propiedades de las fritas, incluyendo tanto el comportamiento en el proceso de fusión como las propiedades que proporcionen a los esmaltes en los que se introduzcan, vendrán dados por los óxidos que las constituyen, pudiendo utilizarse diferentes materias primas para su introducción.

El óxido de cinc es una de las principales materias primas utilizadas en la formulación de fritas cerámicas (Sánchez, 1997), debido a su acción fundente, al efecto matificante que puede producir cuando se introduce en elevada proporción y a su efecto modificador de elementos cromóforos (Parmelee, 1973; Escribano, 2001). Su función como fundente de alta temperatura lo hace especialmente apropiado para el desarrollo de fritas para la fabricación de baldosas cerámicas para el revestimiento de paredes (azulejos) por monococción (Moreno, 2000), favoreciendo la impermeabilización del esmalte a temperaturas superiores a las que se producen las reacciones de descomposición del soporte y reduciendo la viscosidad del esmalte a la temperatura de cocción (Fernández Navarro, 2003).

En España, la producción de óxido de cinc se centra principalmente en Asturias, Castellón y Valencia. De esta producción, la totalidad del generado en Castellón y Valencia se destina al sector cerámico (para la producción de fritas principalmente, aunque también de esmaltes y pigmentos), complementándose las necesidades del sector con una pequeña aportación de la producción asturiana y mediante importación.

A pesar de las ventajas que el uso de óxido de cinc confiere a las fritas cerámicas, su consumo en los últimos años se ha visto reducido, debido principalmente al encarecimiento de esta materia prima y a la disminución de su producción en España. En este contexto, surge la necesidad de apostar por fuentes alternativas de óxido de cinc, como las procedentes de residuos de diferentes sectores industriales. Este es el caso de corrientes residuales ricas en cinc procedentes de los sectores de fabricación de producto infantil y ocio (juguete) y del sector de tratamiento de superficies metálicas. Estas corrientes residuales pueden ser transformadas en óxido de cinc, utilizando un procedimiento puesto a punto para ello.

El empleo de estas materias primas secundarias de óxido de cinc no sólo supondría una fuente alternativa de este óxido, sino que, además, representaría una solución más sostenible para la gestión de este tipo de residuos.

2. Metodología

2.1 Obtención y caracterización de las materias primas secundarias de cinc

Las corrientes residuales, una proveniente del sector juguetes y una del sector metalmecánico, se han tratado mediante electrodeposición hasta obtener cinc metal de elevada pureza. Posteriormente los metales obtenidos se han sometido a un proceso de calcinación para conseguir los óxidos metálicos correspondientes, cuyo aspecto se muestra en la figura 1.



Figura 1. Aspecto de los óxidos de cinc procedentes de corrientes residuales del sector juguetes (ZnO-R1) y del sector de metalmecánico (ZnO-R2)

Los óxidos de cinc procedentes de las corrientes residuales se han caracterizado mediante la determinación de su mineralogía por difracción de rayos X, para evaluar su pureza, y de su tamaño de partícula por difracción láser.

2.2 Obtención y caracterización de vidriados cerámicos

Para llevar a cabo el estudio se ha seleccionado una composición de frita que contiene un 12% de ZnO, usada para la obtención de esmaltes para el recubrimiento de soportes de revestimiento (azulejo), que da lugar a vidriados opacos, blancos y brillantes.

La viabilidad técnica de empleo de las materias primas secundarias de cinc en la fabricación de fritas se ha evaluado mediante el desarrollo de composiciones en las que el ZnO comercial se ha reemplazado por los diferentes óxidos de cinc recuperados, según se indica en la tabla 1.

Tabla 1. Fórmula de carga de las fritas ensayadas (% en peso)

Materia prima	Frita FO	Frita FO-Z1	Frita FO-Z2
Cuarzo y feldespatos	53,2	53,2	53,2
Carbonatos	26,9	26,9	26,9
Opacificantes	9,2	9,2	9,2
ZnO comercial	10,6	--	--
ZnO-R1	--	10,6	--
ZnO-R2	--	--	10,6

Para la obtención de las fritas las materias primas se mezclaron en seco según la proporción indicada en la tabla anterior y se fundieron en un horno eléctrico de laboratorio a una temperatura máxima de 1500 °C, temperatura a la que se mantuvo cada mezcla durante 30 minutos. Transcurrido este tiempo de permanencia a máxima temperatura, el fundido resultante se vertió sobre agua fría, obteniéndose así la correspondiente frita.

Con cada una de las fritas se preparó una suspensión de esmalte por molienda vía húmeda en un molino rápido de laboratorio con bolas de alúmina. Los tres esmaltes se prepararon a un contenido en sólidos del 70% en peso, estando compuesto el sólido por un 92% de la frita a ensayar y un 8 % de caolín. Asimismo, se adicionó tripolifosfato sódico como desfloculante y carboximetilcelulosa sódica como ligante, ambos en una proporción del 0,3% en peso respecto al sólido.

Las suspensiones de esmalte se aplicaron sobre soporte con y sin engobe utilizando un aplicador con una abertura de 600 μm aproximadamente. La aplicación sobre soporte sin engobe permitió evaluar la influencia de las materias primas secundarias en la opacidad de los vidriados, mientras que las aplicaciones sobre soporte engobado permitieron evaluar el color de los recubrimientos vidriados obtenidos.

Las piezas esmaltadas se cocieron en horno eléctrico de laboratorio, con un ciclo que simula el ciclo de cocción industrial, a diferentes temperaturas máximas: 1060, 1080, 1100 y 1120 °C

Las superficies vidriadas resultantes se caracterizaron mediante la determinación de sus coordenadas cromáticas empleando un espectrofotómetro de reflectancia difusa Macbeth modelo Color-Eye 7000A, utilizando el sistema de coordenadas CIELab y realizando las medidas con un iluminante D65 y un observador 10°. En el caso de los vidriados obtenidos sobre soporte engobado se determinaron, además, el índice de amarillez y de blancura, así como el brillo, que se midió utilizando un reflectómetro, y realizando las medidas con un ángulo de 20°.

3. Resultados.

3.1. Propiedades físico-químicas de las materias primas secundarias de cinc

Los resultados correspondientes a la determinación de las fases cristalinas presentes en las dos materias primas secundarias a valorizar se muestran en la figura 2. Estos resultados indican que los dos óxidos de cinc procedentes de corrientes residuales presentan una elevada pureza, especialmente en el caso de la

muestra ZnO-R1, en la que la cincita fue la única fase identificada. En la muestra ZnO-R2 se detectaron, además de la cincita, otras fases cristalinas minoritarias, indicando la presencia de impurezas. Entre estas fases minoritarias destaca el cinc metálico, lo que pone de manifiesto que el tratamiento térmico aplicado no fue suficiente para lograr la total oxidación del cinc en esta muestra. No obstante, el contenido en impurezas en la muestra se considera lo suficientemente bajo para no limitar, a priori, su empleo como materia prima en el desarrollo de fritas cerámicas.

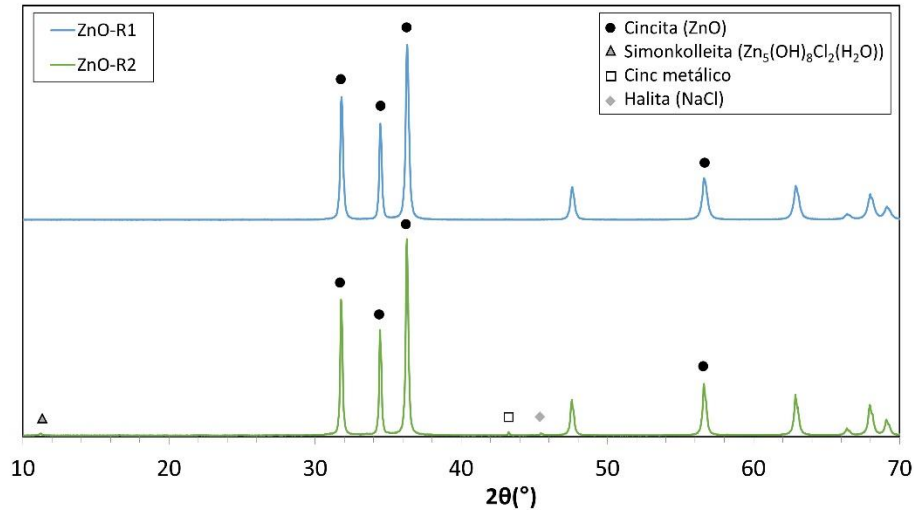


Figura 2. Difractogramas correspondientes a las materias primas secundarias de ZnO

La distribución de tamaños de partícula de ambas muestras se representa en la figura 3. Los parámetros d_{10} , d_{50} , d_{90} y d_{97} incluidos en esta figura representan aquellos diámetros por debajo de los cuales queda, respectivamente, un 10%, un 50%, un 90% y un 97% en volumen de las partículas totales. Ambas muestras presentan una granulometría inferior a $60 \mu\text{m}$ (d_{97}), siendo este un tamaño superior al del óxido de cinc utilizado habitualmente en el sector cerámico pero adecuado para ser incorporado en el proceso de fusión para la obtención de las fritas (d_{97} inferior a $5 \mu\text{m}$) (Moreno, 2000).

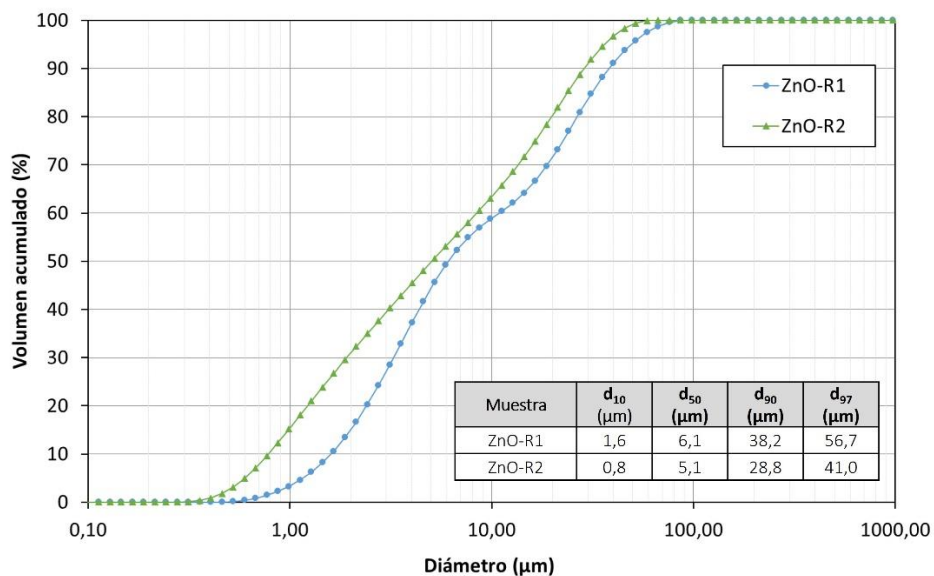


Figura 3. Distribución de tamaños de partícula de las materias primas secundarias de ZnO

3.2. Propiedades de los vidriados obtenidos con las materias primas secundarias de cinc

La evolución con la temperatura de las coordenadas cromáticas de los vidriados obtenidos con las materias primas secundarias de cinc sobre soporte sin engobe se representa en la figura 4, comparadas con las correspondientes a los vidriados preparados empleando un óxido de cinc comercial. Estos resultados indican que la sustitución del óxido de cinc comercial por la muestra ZnO-R1 (composiciones FO y FO-Z1 respectivamente) da lugar a vidriados de opacidad muy similar, obteniéndose valores de L^* (luminosidad) muy similares, al igual que en el caso de las coordenadas a^* y b^* , para las que las diferencias tampoco son significativas. Cuando se emplea la muestra ZnO-R2 (composición FO-Z2), los vidriados presentan una opacidad ligeramente inferior a la de la composición de referencia (FO), obteniéndose menores valores de L^* y de b^* , debido a la mayor influencia del soporte en las coordenadas cromáticas. En el caso de la coordenada cromática a^* las diferencias son menos notables.

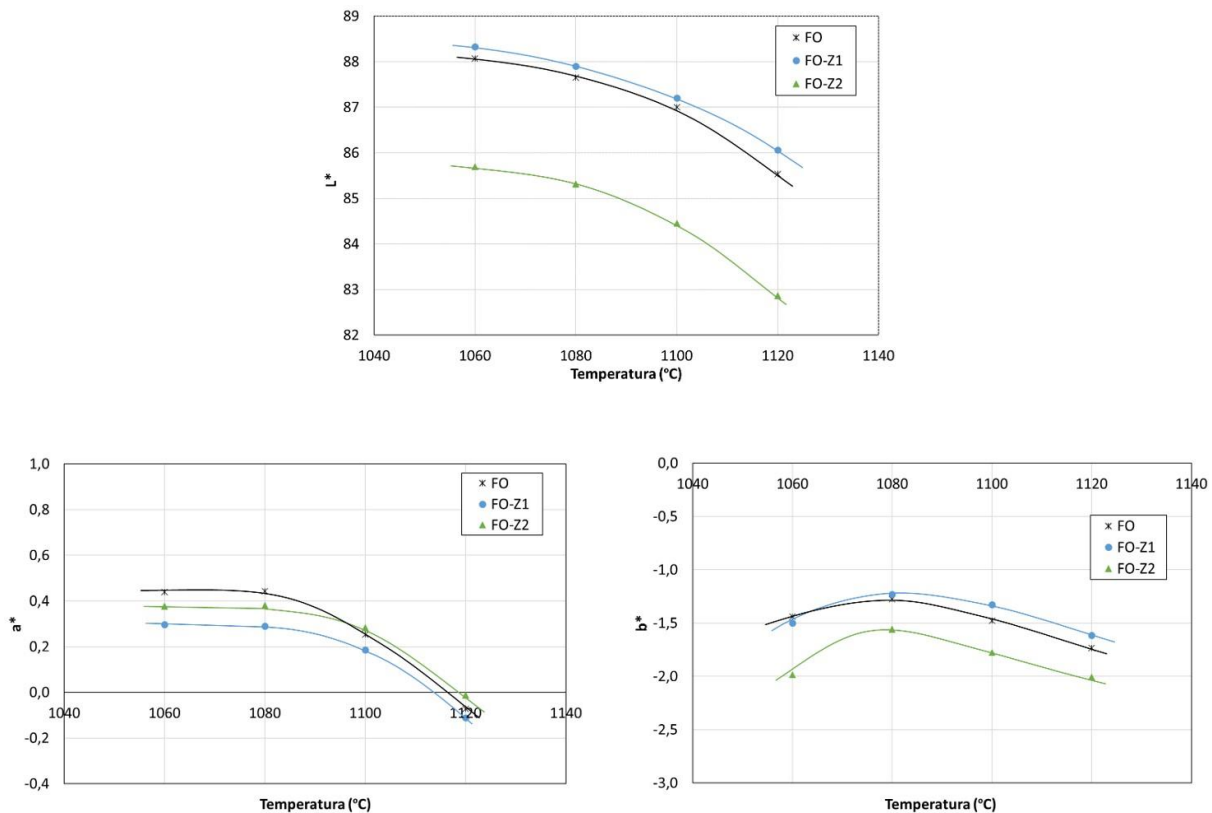


Figura 4. Evolución de las coordenadas cromáticas L^* , a^* y b^* de los vidriados con la temperatura de cocción. Soporte sin engobe

En cuanto a los vidriados obtenidos sobre soporte engobado, los resultados correspondientes a la determinación de su índice de blancura (I_b), índice de amarillez (I_a) y brillo se representan en la figura 5 y figura 6, y en la tabla 2 se resumen las propiedades estéticas de los vidriados obtenidos a 1100 °C, temperatura representativa de la cocción industrial de este tipo de baldosas. Se concluye que el empleo de las materias primas secundarias de cinc conlleva la obtención de recubrimientos vidriados de blancura ligeramente inferior y mayor amarillez, especialmente en el caso de la composición formulada con la muestra ZnO-R2, debido a la disminución de la coordenada L^* y al aumento de la coordenada b^* en estos vidriados. El empleo de estas materias primas secundarias no produce, por otro lado, cambios apreciables en el brillo de los vidriados.

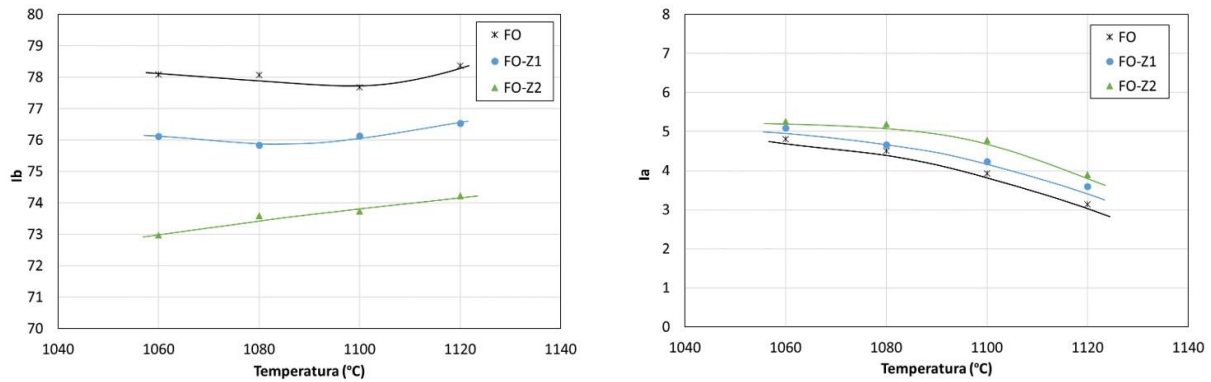


Figura 5. Evolución del índice de blancura (Ib) y de amarillez (Ia) de los vidriados con la temperatura de cocción. Soporte con engobe

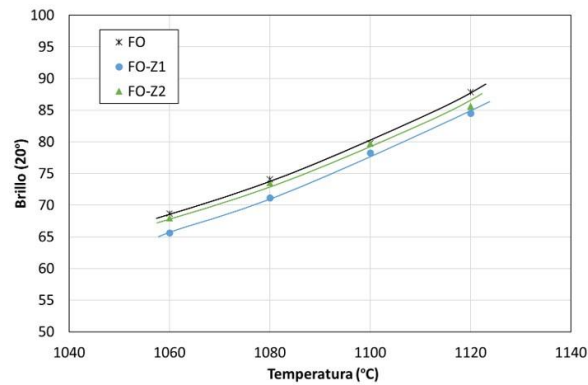


Figura 6. Evolución del brillo de los vidriados con la temperatura de cocción. Soporte con engobe

Tabla 2. Coordenadas cromáticas, índice de amarillez y blancura y brillo de los vidriados obtenidos a 1100°C. Soporte con engobe

Muestra	L*	a*	b*	Ib	Ia	Brillo (20°)
FO	95,0	-0,30	2,17	77,7	3,9	80
FO-Z1	94,2	-0,12	2,23	76,1	4,2	78
FO-Z2	93,7	-0,38	2,56	73,7	4,8	80

Finalmente, se calculó la diferencia de color (ΔE^*) entre un vidriado obtenido con una materia prima secundaria de cinc (de coordenadas cromáticas L^* , a^* , b^*) y el obtenido con el óxido comercial (de coordenadas cromáticas L_0^* , a_0^* , b_0^*) empleando la expresión (1).

$$\Delta E^* = \sqrt{(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2} \quad (1)$$

donde: $\Delta L^* = L^* - L_0^*$ $\Delta a^* = a^* - a_0^*$ $\Delta b^* = b^* - b_0^*$

Los resultados se resumen en la tabla 3. La muestra ZnO-R1 da lugar a vidriados con una diferencia de color respecto a la composición FO inferior a la unidad, mientras que en el caso de la muestra ZnO-R2, de menor pureza, la variación de color es ligeramente superior (1,3), aunque no apreciable visualmente al comparar los vidriados (figura 7).

Tabla 3. Diferencias de color de los vidriados obtenidos con las materias primas secundarias de zinc respecto a la composición de referencia. Soporte con engobe. 1100°C

Muestra	ΔL^*	Δa^*	Δb^*	ΔE^*
FO-Z1	-0,8	0,2	0,1	0,8
FO-Z2	-1,2	-0,1	0,4	1,3

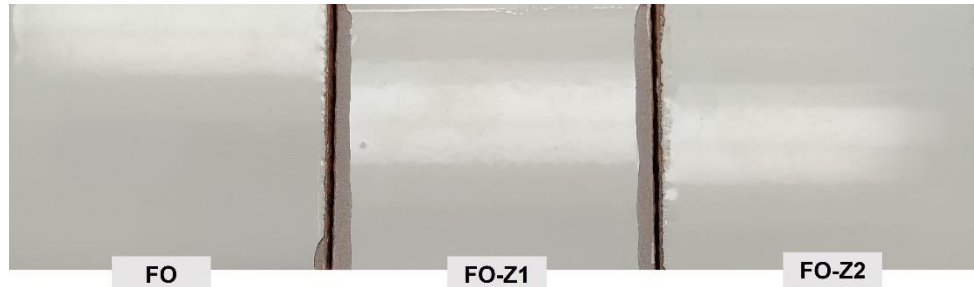


Figura 7. Vidriados a una temperatura de cocción de 1100 °C. Soporte con engobe

3. Discusión

Mediante tratamientos de electrodeposición y posterior calcinación se han obtenido óxidos de cinc de elevada pureza a partir de corrientes residuales procedentes del sector juguetero y del sector metalmecánico. Estos materiales presentan un tamaño de partícula superior al del óxido de cinc habitualmente utilizado en la industria cerámica.

Su empleo para la formulación de fritas, reemplazando al óxido de cinc comercial, resulta viable técnicamente y no produce variaciones significativas en las propiedades estéticas de los recubrimientos vidriados obtenidos.

Estas diferencias serían incluso menos apreciables en composiciones que diesen lugar a acabados distintos al seleccionado para el desarrollo de este trabajo (menos opacos y blancos, esmaltes coloreados...). Si se tiene en cuenta, además, que el contenido en ZnO de la frita ensayada era bastante elevado y que el porcentaje de frita empleado en la preparación del esmalte también lo era, puede concluirse que las materias primas secundarias de cinc ensayadas permiten la obtención de recubrimientos vidriados de iguales características estéticas a los obtenidos con los óxidos de cinc actualmente utilizados.

4. Conclusiones

En este trabajo se ha demostrado la viabilidad de valorización del óxido de cinc procedente de corrientes residuales procedentes del sector juguete y del sector metalmecánico para el desarrollo de fritas cerámicas.

Se ha comprobado que las materias primas secundarias de cinc obtenidas presentan una pureza lo suficientemente elevada para poder ser utilizadas en la fabricación de fritas para la obtención de vidriados de elevada opacidad, blancura y brillo sin mermar sus propiedades estéticas respecto a los obtenidos con un óxido de cinc habitualmente empleado en el sector cerámico.

Los resultados obtenidos en este estudio podrían ser extrapolables a otro tipo de fritas para la obtención de recubrimientos con diferentes características estéticas o destinadas a la fabricación de otro tipo de productos. Asimismo, estos resultados abren la posibilidad de empleo de los óxidos de cinc procedentes de corrientes residuales en el desarrollo de otros productos cerámicos, pudiendo ser utilizados como materia prima en la formulación de esmaltes o para el desarrollo de pigmentos cerámicos (Escribano, 2001).

Así, en este estudio se ha puesto de manifiesto la posibilidad de aplicación del concepto de economía circular entre los sectores de producto infantil y ocio (juguete), el sector metalmecánico y el sector cerámico, al transformar un residuo de los dos primeros sectores en una materia prima secundaria que puede utilizarse no sólo en estos mismos sectores, sino también en el sector cerámico.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto “Desarrollo de productos de consumo sostenibles: Economía circular, Mercado ambiental y Simbiosis Industrial en sectores tractoros de la Comunidad Valenciana (EcoMARSÍ)”, proyecto cofinanciado por del Instituto Valenciano de Competitividad Empresarial (IVACE) y la Unión Europea a través del Programa Operativo FEDER de la Comunitat Valenciana 2014-2020.



**GENERALITAT
VALENCIANA**

IVACE
INSTITUT VALENCIÀ DE
COMPETITIVITAT EMPRESARIAL

 **UNIÓN EUROPEA**
Fondo Europeo de
Desarrollo Regional
Una manera de hacer Europa

Referencias

- Matthes, W.E., 1990. Vidriados cerámicos. Ed. Omega. Barcelona.
- Parmelee, C.W., 1973. Ceramic glazes. Ed. Cahners Publishing Company, 3ª Ed. Massachusetts.
- Sánchez, E., 1997. Matérias primas para a fabricaçao de fritas e esmaltes cerâmicos. *Cerâmica Industrial*, 2(3/4), 32-40, 1997.
- Moreno, A., Bou, E., Bordes, M.C., Navarro, M.C., 2000. Influencia del tamaño de gránulo del óxido de cinc en el comportamiento de la masa fundida durante el fritado. VI Congreso Mundial de la Calidad del Azulejo y del Pavimento Cerámico (QUALICER), Castellón.
- Fernández Navarro, J.M., 2003. El vidrio. CSIC. 3ª Edición. Madrid.
- Escribano, P., Carda, J.B., Cordoncillo, E., 2001. Esmaltes y pigmentos cerámicos, Farenza editrice ibérica, Castellón, 2001.

RECICLADO QUÍMICO DE RESIDUOS MEDIANTE GASIFICACIÓN HIDRO-FOTOCATALÍTICA CON PLASMA A BAJA TEMPERATURA

Fredes Sivoplás, Alejandro^{1*}; Pugliano, Luigi¹; Araya Brenes, Mario¹

¹ BluePlasma Power S.L.

Resumen

Cada día millones de toneladas de residuos complejos son vertidos o incinerados generando gastos a las empresas y dañando el medio ambiente. Añadido a esto, las directrices normativas tanto de España como de la Unión Europea (UE) están enfocadas en la prevención de generación de residuos y en su reciclado, haciendo que sea sumamente necesario encontrar una solución a estos problemas. La tecnología de gasificación de BluePlasma Power basada en la hidro-gasificación combinada con fotocatalisis asistida con un sistema de plasma de vapor de agua, admite el tratamiento de una amplia variedad de residuos no reciclables para obtener un gas de síntesis rico en hidrógeno (más del 50%) de forma estable a pesar de las variaciones del material de entrada, con una relación H_2/CO óptimas para el uso en otros procesos de valorización comerciales. El proceso por el cual se obtiene el gas de síntesis, se lleva a cabo a presión ambiente y temperaturas moderadas maximizando la eficiencia de los residuos sólidos con costes reducidos. Además, esta tecnología es compacta y modular por lo que puede ser utilizada in situ en los lugares de generación de los residuos sin necesidad de transportarlos y por ende, reduciendo las emisiones asociadas al mismo.

Palabras clave: reciclado químico; valorización; hidro-gasificación; fotocatalisis; plasma.

1. Introducción

En las últimas décadas, y con especial énfasis en los últimos años, el consumo de materiales plásticos ha registrado un aumento paulatino y constante. De acuerdo con los datos que proporciona Plastics Europe (Plastics Europe, 2021), a nivel mundial la producción de plásticos alcanzó su máximo en 2019, con 368 millones de toneladas, un 2,5% más respecto al anterior año 2018. De la misma manera que se ha podido observar el aumento paulatino del consumo de plástico, se puede apreciar el aumento en la generación de residuos plásticos postconsumo. De acuerdo con Plastics Europe (Plastics Europe, 2020), en 2020 se recogieron 29,5 Mt de plásticos postconsumo en la UE, de los cuales únicamente el 34,6% de ellos fue reciclado, mientras que la mayor parte de estos residuos recogidos, los más contaminados, complejos o difíciles de gestionar, fueron destinados a incineración, 42%, o fueron depositados en vertedero, 23,4%, produciéndose de esta manera una pérdida en la retención del valor material y económico.

En cuanto a generación de residuos sólidos urbanos (RSU), la tendencia es similar, según datos publicados por EuroStat (Eurostat, 2021), en el 2021 se recogieron 226 Mt de residuo sólido municipal en la UE, de los cuales, únicamente el 30% de ellos fue reciclado, frente al 27% que fue incinerado, y el 23% que fue depositado en vertedero. España es un fiel reflejo de esta tendencia al alza en la generación de residuos, recogándose en 2018 algo más de 2,5 Mt de residuos plásticos, de los cuales, el 41,9% fue reciclado, mientras que el resto fue incinerado, 19,3%, o depositado en vertedero, 38,8% (Plastics Europe, 2020).

El sector de la industria del reciclaje y la gestión de residuos se enfrenta a un enorme desafío, a la hora de cumplir con los requisitos que se plantean desde la Comisión Europea, y los retos que ello plantea. Europa

y por ende España, están marcando las directrices a seguir en los próximos años, no solo para la prevención de generación de residuos, sino también en su reciclado, de manera que se pueda cerrar el ciclo y se produzca una transición completa hacia una Economía Circular (BOE, 2022; Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2018a, 2018b).

La utilización y conversión de los residuos en recursos, es el gran reto de los actuales sistemas de gestión y reciclado de residuos. Poniéndose el foco en la valorización de aquellas corrientes más complejas que existen en la actualidad, como es la fracción rechazo procedentes de la gestión de residuos generados en el ambiente urbano. Esta fracción, que se obtiene después de la mayoría de los procesos de clasificación que existen en la actualidad, posee una composición muy heterogénea (papel y cartón (42%), textiles (14%), plásticos (10%), áridos (10%), metales (5%) o incluso restos de madera (15%)), lo que dificulta las opciones de valorización, siendo el modelo actual de su gestión de vida el vertedero o la incineración.

La recuperación energética es una opción en el caso de los residuos no reciclables en comparación con el desecho en vertedero, que resulta poco eficiente en cuestión de utilización de recursos y en materia medioambiental, económica y social. No obstante, resulta de gran interés mejorar la opción de la recuperación energética, dando prioridad al reciclaje y limitando el desecho en vertederos a los residuos no reciclables y no recuperables.

La investigación en nuevas rutas y procesos de valorización, que permitan el aprovechamiento de aquellas fracciones de residuos de menor calidad o con mayor degradación son claves para alcanzar los objetivos planteados tanto a nivel nacional como europeo.

El *reciclado termoquímico de residuos* proporciona una solución alternativa a valorización de dichas fracciones hasta ahora no valorizables debido a su alta heterogeneidad y así disminuir las ratios de depósito en vertedero. Los procesos de reciclado termoquímico están englobados en el reciclaje terciario que tienen como principio la modificación de la estructura química del residuo y transformarla en otro producto de más valor añadido. Los procesos de pirólisis y gasificación están a la cabeza por su solidez y su buena rentabilidad, aunque todavía se está investigando para conseguir un mayor control químico y en diseños de reactores más innovadores para mejorar la eficiencia del proceso y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. La flexibilidad de los diferentes residuos para valorizar mediante procesos termoquímicos respalda su potencial, sin embargo, la alta variabilidad de materiales exige una evaluación precisa de la entrada de material por medio de tratamientos previos que determinarán la calidad de los productos finales, mejorando la calidad y la eficiencia de los procesos de valorización posteriores (Dogu et al., 2021).

En la búsqueda de nuevas alternativas en el ámbito del reciclado termoquímico que sean viables tanto económica como técnicamente y con la capacidad de tratar dicha fracción de rechazo procedentes de la gestión de residuos, la empresa BluePlasma Power (BPP) fundada en España en 2010, con la ayuda de proyectos nacionales y europeos, ha desarrollado una tecnología propia basada en la hidro-gasificación combinada con fotocatalisis asistida con un sistema de plasma de vapor de agua, que permite la producción de un gas de síntesis de alta calidad, muy rico en hidrogeno a un costo muy competitivo. Su proceso de gasificación puede acoplarse a procesos tecnológicos ya maduros para producir: electricidad, calor, hidrógeno o bien productos químicos líquidos como solventes y aditivos para el sector químico y petroquímico (por ejemplo: polioximetilen dimetil éteres, metilal, dimetil éter, metanol, dimetil carbonato, entre otros) como una alternativa más sostenible a las actuales, de origen fósil. Los residuos sólidos generados en el proceso, minerales inertes en forma de arena, se separan del gas de síntesis y se pueden utilizar en el sector de la construcción. Además, dicha tecnología tiene un bajo consumo de energía y una baja huella de carbono. Su configuración es modular, escalable y mucho más compacta que tecnologías similares permitiendo su instalación en industrias de tamaño mediana.

2. Metodología

2.1 Reciclado Termoquímico: Gasificación

El proceso de gasificación es uno de los principales procesos de reciclado termoquímico y puede convertir casi cualquier tipo de material sólido que contenga carbono e hidrógeno (biomasa, plásticos y residuos orgánicos) en una mezcla gaseosa denominada gas de síntesis o *syngas*, compuesta por monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H₂), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e hidrocarburos ligeros (C_nH_m) (Czajczyńska et al., 2017). Dicha mezcla de gases es el objetivo principal de la gasificación y su valor dependerá en gran medida de la relación H₂/CO. En este proceso también se producen compuestos tales como alquitranes (compuestos pesados de cadena carbonada), nitrógeno (N₂), ácido sulfhídrico (H₂S), cloruro de hidrógeno (HCl), amoníaco (NH₃), sulfuro de carbonilo (COS) y cenizas sólidas que se presentan como contaminantes del syngas (Ren et al., 2019). En consecuencia, para poder utilizar este gas se necesitan etapas de purificación y acondicionamiento que dependerán del umbral de tolerancia del sistema de valorización del gas (Richardson et al., 2012).

2.2 Tecnología de gasificación BPP

2.2.1. Descripción del proceso de gasificación BPP

La tecnología BPP se basa en un proceso continuo de gasificación catalítica con vapor, asistido por una antorcha de plasma de vapor que genera una potente luz ultravioleta dentro de un reactor catalítico (fotocatálisis). La planta piloto (nivel tecnológico TRL7) en el cual se realizaron los experimentos fue construida específicamente para demostrar la viabilidad en la valorización de diferentes fracciones de residuos plásticos no reciclables. El esquema presentado en la Figura 1, muestra una visión global del proceso, los residuos que han sido tratados y los productos finales resultantes del proceso acoplado a diferentes valorizaciones con tecnologías comerciales ya desarrolladas.

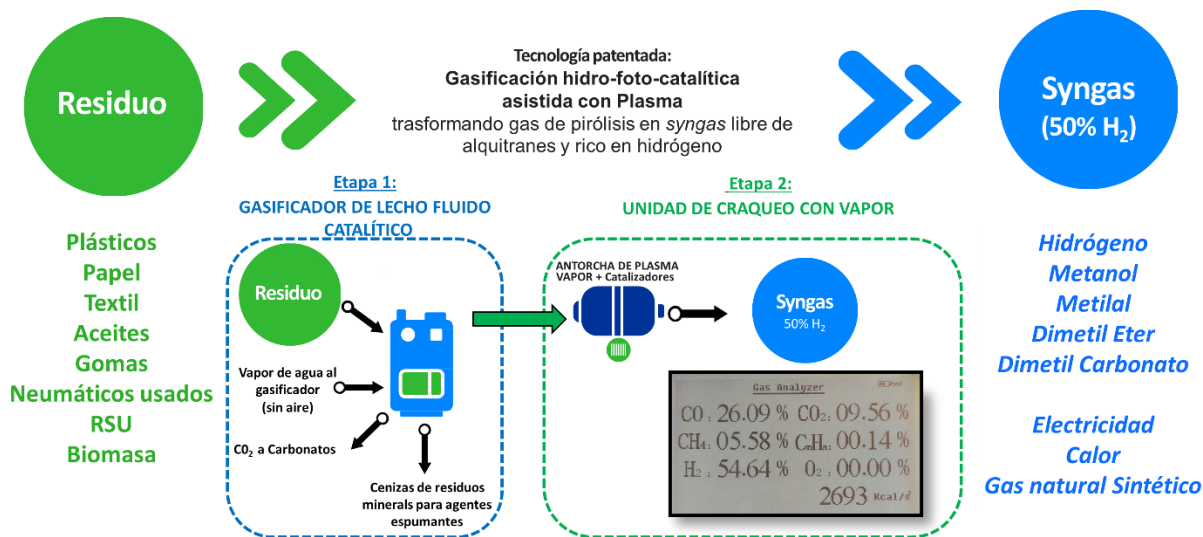


Figura 1. Esquema de la tecnología de gasificación BPP. Residuos tratados (izquierda) y posibles productos finales (derecha).

2.2.2. Descripción y condiciones generales de la planta piloto BPP

La planta piloto BPP consta de dos unidades principales:

1. La *Unidad de Gasificación*, donde la fracción de residuos se convierte en gas de síntesis. Esta unidad consta del gasificador y los equipos periféricos necesarios. La unidad de gasificación incluye un sistema de

alimentación de tornillo, un agitador para mezclar la materia prima con el lecho fluido catalítico, un quemador de combustible dual (propano y *syngas*), una antorcha de plasma de vapor insertada en un reactor con catalizadores, una caldera de vapor de agua eléctrica, intercambiadores de calor de gas de síntesis, y un sistema de lavado de gases.

El quemador de combustible dual proporciona calor al sistema utilizando propano como gas de arranque y cambiando a gas de síntesis cuando la unidad de gasificación está en funcionamiento. El reactor de gasificación de lecho fluido catalítico agitado, se alimenta con residuos sólidos, vapor de agua y carbonato de calcio (aditivo sólido utilizado para la captación de ácidos) produciendo un gas de pirólisis. Dicho gas junto con el vapor de agua inyectado, pasan por el reactor de plasma donde se produce el reformado, craqueo y oxidación parcial de la mezcla, generando un gas de síntesis rico en hidrógeno con pequeñas cantidades de contaminantes inherentes al proceso. Los “residuos de tipo ceniza” se extraen del proceso a través de ciclones en calientes seguido de un depurador o *scrubber* básico que captura el particulado fino y los ácidos libres (HCl y H₂S). Posteriormente el *syngas* pasa a través una serie de condensadores y filtros tanto húmedos como secos para una correcta limpieza.

2. La *Unidad de síntesis o valorización del gas de síntesis*, donde el *syngas* generado se utiliza para producir metilal. Esta unidad puede diferir dependiendo del uso que se vaya a dar, pero en el caso del proyecto LIFE Ecomethylal constó de 3 reactores con sistemas de enfriamiento de aceite térmico, condensadores, sistema de enfriamiento de agua, compresores y equipos periféricos necesarios.

En la Figura 2, se muestra la planta piloto de BPP construida en el marco del proyecto LIFE Ecomethylal.



Figura 2. Planta piloto BPP (TRL7), consta de la unidad de gasificación (izquierda) acoplada a la unidad de síntesis de metilal (derecha).

Los principales parámetros de operación utilizados en las pruebas de gasificación en la planta piloto se muestran a continuación:

- Flujo de alimentación: ≤ 20 Kg/h
- Temperatura cámara combustión: 720°C
- Temperatura lecho fluido: 550°C
- Flujo vapor de agua: ≤ 10 Kg/h
- Temperatura de entrada del vapor de agua: 550°C
- Presión de trabajo del gasificador: 100 mbar
- Flujo agua de lavado de *syngas*: 60 L/h
- Concentración sosa en agua de lavado de gases: 0,001M – pH 11
- Sistema del plasma:
 - Vapor de Agua: 1 Kg/h
 - Argón: 2 L/min

2.3. Muestras de residuos

Las muestras de residuos utilizadas en los ensayos de gasificación provienen de diferentes sectores tales como gestores de residuos, empresas de reciclaje de plástico y papel, industrias textiles, industrias de productos de uso personal, entre otros.

Dichas muestras fueron caracterizadas y evaluadas por sus propiedades fisicoquímicas. Tomando en cuenta dichas caracterización se prepararon mezclas en cantidades proporcionales a los flujos de generación de cada residuo para obtener muestras representativas de los sectores de origen. A continuación, se resumen las diferentes muestras utilizadas en pruebas con la planta piloto de BPP:

MUESTRA 1. Mezcla de residuos plásticos (Figura 3).

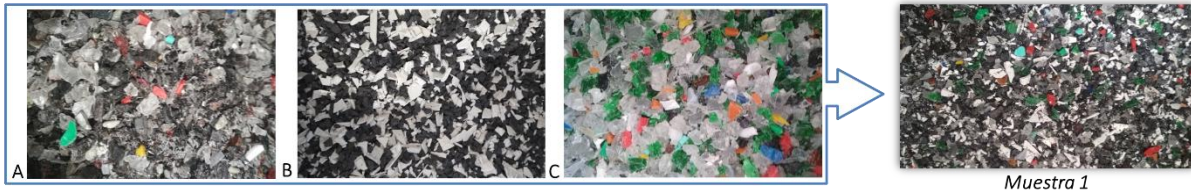


Figura 3. Mezcla de residuos plásticos de los sectores A) automotriz, B) eléctrico y C) embalaje en iguales proporciones.

MUESTRA 2. Mezcla de residuos plásticos y papel (Figura 4).

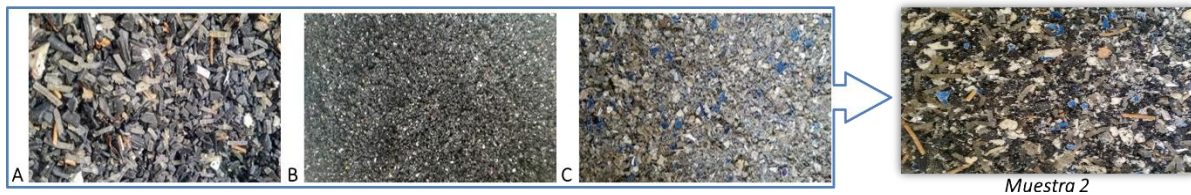


Figura 4. Mezcla de residuos plásticos A) 70% voluminosos (en inglés: *bulky waste*), B) 20% lodos de lavado de plástico reciclado y C) 10% plásticos flexibles y papel.

MUESTRA 3. Mezcla de residuos plásticos, textiles y papel (Figura 5).

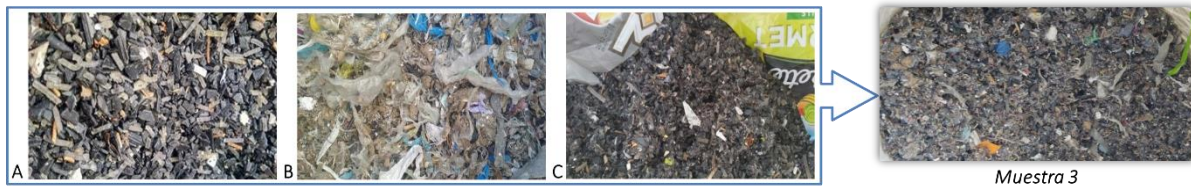


Figura 5. Mezcla de residuos plásticos A) 80% voluminosos, B) 10% del proceso de fabricación de pasta de papelera y C) 10% flexibles con textiles.

MUESTRA 4. Mezcla de residuos multicapa (Figura 6).



Figura 6. Mezcla de residuos multicapa de diferente color en iguales proporciones.

MUESTRA 5. Biomasa (Figura 7)



Figura 7. Biomasa, mezcla de residuos procedente del proceso de compostaje de la fracción orgánica de los RSU.

A modo de ejemplo se presenta la Tabla 1 con los principales resultados de análisis químicos de las *Muestras 1 y 2*.

Tabla 1. Resumen de composición química de las muestras.

Parámetro	Muestra 1	Muestra 2
% Humedad	0,2	2,1
% Material volátil	90,0	83,5
% Carbono	72,0	71,1
% Hidrógeno	6,8	6,9
% Oxígeno	13,0	8,2
% Cenizas y carbono fijo	9,0	16,5

3. Resultados y discusión

Las muestras tratadas presentaron un buen comportamiento en el sistema de alimentación tanto en condiciones en frío como en calientes a pesar de las diferencias de densidad y contenido de humedad.

En la Tabla 2, se presentan los valores de caudal de gas de síntesis, su composición química y el porcentaje de cenizas producidas en kilos por hora en función de las muestras utilizadas en este estudio.

Tabla 2. Composición química del gas de síntesis para cada muestra.

Parámetros	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4	Muestra 5
Caudal de gas (Nm ³ /h)	14,5	15,0	15,1	14,0	8,75
Cenizas (Kg/h)	1,4	1,3	1,3	1,1	2,8
%Vol. H ₂	51,69	50,51	54,45	47,04	50,41
%Vol. CO	29,19	27,75	26,12	32,43	20,20
%Vol. CO ₂	7,05	3,39	5,23	9,52	20,94
%Vol. CH ₄	6,30	7,42	8,00	3,96	6,05
%Vol. C _n H _m	0,75	0,73	0,26	0,31	1,26
%Vol. N ₂	5,02	10,2	5,94	6,74	1,14

Si se comparan los caudales de gas de síntesis y las cenizas producidas para cada residuo, se puede observar que las primeras cuatro muestras se comportan de manera similar con caudales de gas entre 14-15 m³/h y un contenido de ceniza entre 1.1-1.4 Kg/h. En el caso de la muestra 5, se observó un menor caudal de

syngas generado, 8,75 m³/h y un mayor contenido en ceniza 2.8 Kg/h debido a su alto contenido de humedad y de materiales inertes o impropios tales como arena y tierra que no aportan a la producción de gas, pero si al mayor contenido de cenizas.

La composición de los diferentes gases de síntesis producidos por la tecnología de gasificación BPP, presentan alto contenido de H₂, bajo porcentaje de C_nH_m, así como baja concentración de alquitranes en las aguas de lavado, lo que demuestra la buena eficiencia del proceso de craqueo y por ende de la gasificación. Cabe destacar que el contenido de hidrógeno se mantiene en un valor superior al 50% (excepto para la *Muestra 4*) regulando la cantidad de agua junto con la potencia del sistema de plasma.

La tecnología de gasificación BPP se destaca de otras, por alcanzar dichos valores en la composición de hidrógeno gracias al uso de plasma generado con vapor de agua que además de realizar un craqueo térmico, genera una potente luz ultravioleta que impacta sobre una serie de catalizadores (en el reactor de plasma) y potencia la descomposición de las cadenas hidrocarbonadas del gas de pirólisis por fotocatalisis, con un consumo de energía eléctrica reducido (Lee et al., 2013).

El porcentaje de nitrógeno en los gases obtenidos con las diferentes muestras varía entre 1-10% debido a infiltraciones en el sistema de gasificación.

El syngas producido por la gasificación de la *Muestra 4*, se diferencia por contener una menor proporción de H₂ (47.04%) y un mayor porcentaje de CO (32,43%) respecto a las demás muestras. Esto se justifica por el alto contenido de oxígeno en la matriz plástica del material, compuesta principalmente por tereftalato de polietileno (PET), lo que favorece la formación de CO y CO₂.

El contenido de CO y CO₂ del syngas producido por la *Muestra 5*, presentó un valor más alto respecto de las demás muestras debido a que la composición química de la biomasa presenta un alto porcentaje de oxígeno próximo al 30% (Bustamante García et al., 2016).

4. Conclusiones

La tecnología BPP se presenta como una solución innovadora para obtener valor de diferentes residuos sólidos tanto urbanos, agrícolas, o industriales a través de un nuevo proceso de reciclaje termoquímico.

Este proceso logra reducir la cantidad de residuos complejos no reciclables depositados en vertederos o incineradoras permitiendo, en el caso de acoplar la gasificación al proceso de síntesis, obtener productos químicos como una alternativa más sostenible a las actuales, de origen fósil.

Además, dicha tecnología presenta el potencial de valorizar diferente tipología de residuos (plástico, cartón, madera y textiles).

Debido al carácter compacto y modular del equipo de gasificación BPP, es posible su instalación directamente in situ en las plantas de tratamiento de residuos, evitando así el transporte de los mismos, lo que permite reducir drásticamente las emisiones asociadas y al mismo tiempo optimizar los procesos de tratamiento.

Todo esto lleva asociado un elevado impacto positivo a nivel *económico* (valorización de residuos, nuevos procesos y productos, reducción de las tasas de vertedero), *ambiental* (reducción de vertidos y de gases de efecto invernadero, y reducción del consumo de productos tradicionales derivados del petróleo) y *social* (nuevas oportunidades empresariales y de empleo).

5. Agradecimientos

A los proyectos europeos H2020 URBANREC y LIFE ECOMETHYLAL, que han permitido la financiación para llevar a la tecnología al nivel tecnológico TRL 7.

6. Referencias

- BOE, 2022. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Of. del Estado 85, 136.
- Bustamante García, V., Carrillo Parra, A., Ángel, J., Ruíz, P., Corral-Rivas, J.J., Ciro, J., Díaz, H., 2016. Ensayo Técnico/Technical Essay. Rev. Mex. Ciencias For. 7, 5–24.
- Czajczyńska, D., Anguilano, L., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Reynolds, A.J., Spencer, N., Jouhara, H., 2017. Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. Therm. Sci. Eng. Prog. 3, 171–197. <https://doi.org/10.1016/J.TSEP.2017.06.003>
- Dogu, O., Pelucchi, M., Van de Vijver, R., Van Steenberge, P.H.M., D'hooge, D.R., Cuoci, A., Mehl, M., Frassoldati, A., Faravelli, T., Van Geem, K.M., 2021. The chemistry of chemical recycling of solid plastic waste via pyrolysis and gasification: State-of-the-art, challenges, and future directions. Prog. Energy Combust. Sci. 84, 100901. <https://doi.org/10.1016/J.PECS.2020.100901>
- Eurostat, 2021. Municipal waste statistics [WWW Document]. Stat. Explain. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_generation (accessed 6.2.23).
- Lee, D.H., Kim, K.T., Song, Y.H., Kang, W.S., Jo, S., 2013. Mapping plasma chemistry in hydrocarbon fuel processing processes. Plasma Chem. Plasma Process. 33, 249–269. <https://doi.org/10.1007/s11090-012-9407-7>
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2018a. Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos. D. Of. la Unión Eur. 100–108.
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2018b. Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018, por la que modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. D. Of. la Unión Eur. 109–140.
- Plastics Europe, 2020. Plastics-the Facts 2020. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels.
- Plastics Europe, 2021. Plastics-the Facts 2021. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels.
- Ren, J., Cao, J.P., Zhao, X.Y., Yang, F.L., Wei, X.Y., 2019. Recent advances in syngas production from biomass catalytic gasification: A critical review on reactors, catalysts, catalytic mechanisms and mathematical models. Renew. Sustain. Energy Rev. 116, 25. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2019.109426>
- Richardson, Y., Blin, J., Julbe, A., 2012. A short overview on purification and conditioning of syngas produced by biomass gasification: Catalytic strategies, process intensification and new concepts. Prog. Energy Combust. Sci. 38, 765–781. <https://doi.org/10.1016/J.PECS.2011.12.001>

SESIÓN S5-3

SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS I



PROPUESTA DE SISTEMA DE CERTIFICACIÓN DE GESTIÓN LOCAL PARA LA SOSTENIBILIDAD

Blanco Fernández, David^{1*}; Pulgar Rubilar, Pablo²; Lizana Vial, Marcela³; Perillán Torres, Luis¹; Osorio
Ramírez, Marisol³

¹Facultad de Ciencias de la Construcción y Ordenamiento Territorial, Universidad Tecnológica Metropolitana, Chile

²Departamento de Agroquímica y Medioambiente, Universidad Miguel Hernández, España

³Escuela de Doctorado, Programa de Desarrollo Local y Cooperación Internacional, Universidad Jaume I, España

*dblanc@utem.cl

Resumen

El Sistema de Certificación de Gestión Local para la Sostenibilidad (GLS) se basa principalmente en la ISO 37.101, en la vinculación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y en otros sistemas de certificación nacionales e internacionales. Su propósito principal es aunar los diferentes instrumentos de planificación territorial dentro de un modelo que impulse el desarrollo sostenible local, estableciendo una estrategia de acción para la protección del medio ambiente, la prosperidad económica y el bienestar social dentro del ámbito territorial, haciendo uso del potencial, los recursos y las ventajas competitivas locales. Además, también debe dar cuenta de las necesidades de cada territorio y de los nuevos desafíos que implican los efectos del cambio climático.

El GLS tiene una estructura propia que permite sistematizar las temáticas de las iniciativas locales a reconocer desde lo general a lo particular, permitiendo evaluar propósitos y la viabilidad de estos, facilitando la toma de decisiones y la reducción de incertidumbres en la medida que se avanza en la planificación y posterior implementación.

El sistema de certificación reconoce las iniciativas de gestión local en materias de sostenibilidad ambiental, económico y social, lo que incluye planificación estratégica, cuidado del medio ambiente, movilidad sostenible, participación ciudadana, edificación e infraestructura sostenible e innovación, ayudando a reconocer e incentivar el uso de sellos y certificaciones de sostenibilidad en distintos tipos de proyectos, con el objetivo de fomentar la inversión y el desarrollo local de iniciativas que contribuyan a mejorar el desempeño ambiental, social y económico de los territorios.

Palabras clave: Gestión local; Sostenibilidad local; Certificación sostenible; Desarrollo local.

1. Introducción

El consenso científico respecto las causas antropogénicas del cambio climático es prácticamente unánime. Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático “es inequívoco que la influencia humana ha calentado la atmósfera, el océano y la tierra” (IPCC, 2021).

Por otro lado, según el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, en su informe “Recomendaciones para promover una gobernanza climática multinivel que no deje a nadie atrás”, indica que “...enfrentar los desafíos, riesgos e impactos que conllevan el cambio climático, requieren acciones climáticas transversales y coordinadas en todos los niveles de gestión territorial y administrativa”.

El Acuerdo de París hace énfasis en la necesidad urgente de incrementar la capacidad de adaptación, fortalecer la resiliencia y reducir la vulnerabilidad al cambio climático, entendiendo que los fenómenos climáticos, que serán cada vez más habituales e intensos, afectan a las poblaciones más vulnerables teniendo múltiples efectos como, por ejemplo, el desplazamiento masivo de personas, lo que incrementará la población urbana.

La planificación y rehabilitación urbana con enfoque circular y regenerativo representa una gran oportunidad para mitigación, adaptación y resiliencia frente a los inevitables efectos del cambio climático, por lo que es fundamental trabajar para lograr un balance y desacoplar los impactos ambientales del desarrollo económico y social, transformándolo en un polo de productividad comprometido con la sustentabilidad y la resiliencia que, justamente, incorpora como concepto el valor de la equidad y justicia social.

El mayor desafío es cómo generamos valor social mientras protegemos la biodiversidad y, para eso, es urgente acelerar la transformación de nuestras unidades territoriales en términos de oportunidades que nos permitan reducir la vulnerabilidad del entorno construido, el cual alberga todas las actividades humanas, mientras recuperamos y restauramos los ecosistemas.

En este sentido, “una planificación urbana inadecuada y una gobernanza ineficiente pueden generar costos económicos, sociales y medioambientales significativos, amenazando la sostenibilidad del desarrollo urbano” (ONU-Hábitat, 2021).

Por otro lado, “las mayores oportunidades de mitigación respecto a los asentamiento humanos están en las zonas de rápida urbanización, donde la morfología urbana y la infraestructura no se encuentran condicionadas por un efecto de bloqueo, pero donde a menudo son limitadas las capacidades de gobernanza, técnicas, financieras e institucionales” (IPCC, 2016).

Los sistemas de certificación son herramientas que reconocen y premian la excelencia en el desempeño, a lo largo de todo el ciclo de vida de múltiples variables de sustentabilidad, abarcando lo social, lo económico y lo ambiental en base a una estructura de requerimientos, estrategias e indicadores y con respaldo de datos e información objetiva que permiten comparar y comunicar el progreso en la implementación de mejores prácticas de planificación, rehabilitación y regeneración.

Es por esto que, la Agencia de Sostenibilidad Energética (ASE) y los Ministerios de Medioambiente y Energía de Chile han visto necesaria la creación de una certificación que permita evaluar, calificar, verificar y validar aspectos temáticos multicriterio relacionados con sostenibilidad y de interés ambiental, social y económico a escala municipal y que articule un sistema integral e intersectorial de la gestión local ambiental, energética, hídrica, en residuos y economía circular, resiliencia y adaptación al cambio climático, entre otros.

2. Metodología

La propuesta de Sistema de Certificación de Gestión Local para la Sostenibilidad se realizó pensando en su aplicación en Chile y también para ser aplicado internacionalmente. Para ello, en el desarrollo de la metodología tomó una relevancia muy grande la consulta pública para los procesos de levantamiento de información, diseño de instrumentos cualitativos y talleres, los cuales co-construyeron, a través de diversas experiencias territoriales, académicas y prácticas, las bases de la certificación.

2.1 Metodología aplicada en la construcción del Sistema

Esta Metodología consta de 3 etapas principales:

1.- Estudio del Estado del Arte, en la cual se realizó un exhaustivo estudio de las certificaciones más relevantes a nivel internacional, así como las certificaciones existentes en Chile, tomando como vehículos

conductores principalmente a la ISO 37.101, a la vinculación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y a los compromisos en materia energética y ambiental.

Las certificaciones analizadas abarcan de manera separada o conjunta temáticas como: Energía, Residuos, medio ambiente, biodiversidad, economía circular verde, recursos hídricos, calidad de aire, eficiencia energética, cambio climático, medición de emisiones de CO₂, etc. Tras dicho análisis, se describió lo siguiente para cada uno de ellos:

- Modelo de gobernanza de los sellos e instrumentos existentes.
- Principales actores que interactúan en la aplicación de estos sellos e instrumentos.
- Temporalidad de aplicación y plazos de los sellos e instrumentos.
- Niveles de certificación de los sellos e instrumentos, las principales exigencias.
- Modelo de sostenibilidad financiera de las certificaciones analizadas y su afectación para los municipios que son evaluados, incluyendo el modelo de negocios del instrumento.
- Presupuestos con los que cuentan cada instrumento (en caso de tenerlo).
- Si existen beneficios entregados por los sellos e instrumentos para los municipios.
- Cuantos municipios actualmente cuentan con la certificación analizada.
- Aplicabilidad de los diferentes instrumentos internacionales considerando brechas normativas, geográficas, económicas, sociales e institucionales.

2.- Propuesta de sistema de certificación de sostenibilidad local orientado a la integración multinivel del territorio. Se realizó una propuesta de sistema de certificación de sostenibilidad local, que aborda las principales temáticas de los sellos existentes y que evalúa, califica y certifica la gestión de un municipio, entendiendo esta como la capacidad de este para planificar, desarrollar e implementar iniciativas que promuevan la descentralización, la sostenibilidad, la eficiencia de los recursos, la economía circular, la incorporación de las energías limpias y eficientes, la resiliencia climática y la gestión medio ambiental y de los residuos, en colaboración con los distintos actores del sector público, privado y la sociedad civil.

En este punto, se obtuvieron 3 subproductos:

- Propuesta de sistema de certificación de sostenibilidad local y gobernanza
- Manual de aplicación de sistema de certificación de sostenibilidad local
- Herramienta de evaluación y guía de evaluación.

3.- Aplicación del Sistema a 5 comunas chilenas para su validación.

2.2 Metodología de talleres participativos

La metodología propuesta para el desarrollo de los talleres se ajustó al desarrollo de técnicas de ejecución de mesas de trabajos y talleres participativos, donde se buscó explorar diversas temáticas en relación a experiencias en las diferentes dimensiones que componen el concepto de Sostenibilidad, así como también de modelos de gestión, instrumentos de planificación, políticas públicas, especialistas, entre otros. Para los talleres se consideraron 3 muestras especificadas por macrozonas: Norte, Centro y Sur de Chile, tal y como se puede observar en la Figura 1.

Las actividades participativas denominadas “Taller” fueron desarrolladas por profesionales con experiencia en metodología cualitativa de la Universidad Tecnológica Metropolitana, y sus programas expertos en temáticas de sustentabilidad: Magister en Eficiencia Energética y Sustentabilidad, Ingeniería 2030 y Programa de Eficiencia en Construcción Sustentable (EFICONS), los que llevaron a cabo la coordinación de redes con instituciones públicas y privadas, en la obtención de información y respectivas solicitudes, mantenido el seguimiento y control de los tiempos.

De entre los más de 150 participantes en los talleres, se encontraban figuras relevantes de los Ministerios chilenos de Medioambiente, de Energía, de Vivienda y Urbanismo, de diversos tipos de asociaciones y

corporaciones nacionales e internacionales, municipios, universidades, asociaciones de vecinos, ONG's, empresas, etc.



Figura 1. Descripción de talleres y etapas asociadas

3. Resultados

Siguiendo la metodología especificada y con el importante apoyo de lo desarrollado en los talleres se obtuvieron los siguientes resultados:

3.1 Análisis de certificaciones Internacionales y chilenas

Se realizó un análisis pormenorizado, generando una extensa matriz comparativa de las diferentes certificaciones y sellos a escala local disponibles, tanto en internacionales como en Chile, así como la ISO 37101. Las certificaciones y sellos analizadas se recogen en la Figura 2.



Figura 2. Certificaciones y sellos internacionales y chilenos analizados

3.2 Propuesta de sistema de certificación de sostenibilidad local

El Sistema de Certificación propuesto es implementable a escala municipal con variaciones territoriales que dependerán de la identificación de ciertas problemáticas vinculadas a realidades específicas en los ámbitos ambiental, social y económico, llevado a un sistema de gestión integrado que permite fomentar el control y el monitoreo de variables propuestas, a través del alcance de metas y objetivos generales y específicos proporcionados por cada uno de los municipios, en relación al impacto que desean alcanzar con respecto a la dotación de niveles que entrega la herramienta de certificación propuesta.

El Programa de Certificación, el modelo de operación y evaluación, así como las partes involucradas para desarrollo, mantención y administración, sus atribuciones y responsabilidades y el rol y perfil de los profesionales para la implementación, están detallados en el Manual de Aplicación y Guía de Evaluación ([CONGRESO XSIIR\Manual y Guía de Evaluación SGLS.pdf](#)).

3.2.1. Alcance de la Certificación

El municipio es la subdivisión administrativa menor que existe y puede corresponder a una zona urbana, rural o mixta en un territorio específico. El sistema propuesto, tiene como fin la certificación de la gestión sostenible a escala municipal a través de la gestión del Ayuntamiento como mandante. Si bien, en un municipio pueden subsistir centros urbanos y/o rurales con características específicas y diferenciadas, los requerimientos del programa de certificación deben implementarse en la totalidad del territorio, abarcando todos los sectores que sean administrados por la autoridad municipal.

Para la mejor implementación de la certificación se propusieron dos alternativas, las cuales permiten cumplir con el objetivo principal de valorar y visibilizar prácticas sostenibles de excelencia a escala comunal:

1.- Gestión Municipal. Es donde se reconocen las buenas prácticas a nivel municipal implementadas por las comunidades y sus respectivos gobiernos locales.

2.- Homologación con otros sistemas o sellos de Certificación. Reconocer e incentivar el uso de sellos y certificaciones de sostenibilidad en distintos tipos de proyectos, con el objetivo de fomentar la inversión y el desarrollo local de iniciativas que contribuyan a mejorar el desempeño ambiental, social y económico.

3.2.2. Categorías y medidas

Las categorías y medidas corresponden a conceptos utilizados para enmarcar según temáticas específicas las iniciativas locales que se van a evaluar en el sistema. De esta forma, se entiende como “categorías” a las líneas de trabajo generales a desarrollar por los gobiernos locales y sus comunidades, mientras que las “medidas” son las categorías desglosadas en aspectos particulares con estándares referenciales específicos, las que, a su vez, son implementadas por medio de iniciativas locales. En el caso del sistema propuesto, este se divide en 6 categorías principales y 34 medidas, las cuales, pueden ser de dos tipos: obligatorias del sistema y voluntarias. Todas las categorías y medidas quedan reflejadas en las Tablas 1 a la 6.

Tabla 1. Categoría 1. Planificación estratégica integrada y gestión local sostenible

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
1.1	Planificación de desarrollo estratégico integrado a nivel local	X	
1.2	Gestión local sostenible	X	
1.3	Estrategias locales		X
1.4	Mejora de las capacidades de gestión		X
1.5	Compras sustentables		X
1.6	Desarrollo económico local		X
1.7	Menciones		X

Tabla 2. Categoría 2. Cuidado del medioambiente y gestión de recursos

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
2.1	Gestión de residuos y economía circular		X
2.2	Mitigación cambio climático		X
2.3	Evaluación ambiental estratégica		X
2.4	Protección y regeneración de ecosistemas		X
2.5	Gestión de la calidad del aire		X
2.6	Gestión de los recursos hídricos		X
2.7	Contaminación lumínica		X
2.8	Contaminación acústica		X
2.9	Gestión de energías		X

Tabla 3. Categoría 3. Participación y cooperación local

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
3.1	Comité ambiental comunal	X	
3.2	Participación e identidad local		X
3.3	Educación y sensibilización ambiental		X
3.4	Acuerdos de producción limpia		X
3.5	Empresas con impacto social y ambiental		X
3.6	Cooperación e innovación local		X

Tabla 4. Categoría 4. Desarrollo de edificación e infraestructuras sostenibles

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
4.1	Gestión de riesgos de desastres y resiliencia		X
4.2	Adaptación al cambio climático		X
4.3	Revitalización de zonas deterioradas		X
4.4	Certificaciones de edificación, barrios e infraestructuras sostenibles		X
4.5	Áreas verdes y paisaje		X

Tabla 5. Categoría 5. Movilidad sostenible

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
5.1	Plan integral de movilidad		X
5.2	Redes peatonales		X
5.3	Red de ciclovías		X
5.4	Red de transporte público sostenible		X
5.5	Red de vehículos particulares		X
5.6	Convivencia vial		X
5.7	Electromovilidad		X

Tabla 6. Categoría 6. Comunidades innovadoras

Medidas		Obligatoria	Voluntaria
6.1	Innovación para la gestión local sostenible		X

3.2.3. Modelo de gobernanza

El Modelo de Gobernanza, consta de la composición orgánica del sistema, considerando una descripción de los roles y funciones para cada actor o institución participante del proceso y su operación. Este modelo contempla la interacción entre distintos actores que participan del proceso, acompañados de una red de instituciones que colaboran en el proceso de certificación del sistema, tal y como se ve en la Figura 3. (El Modelo de Gobernanza se encuentra en https://drive.google.com/open?id=10YR_ZZR0MM8J61ZMzbq8s-L5N_io7Cum&authuser=dblanco%40utem.cl&usp=drive_fs).

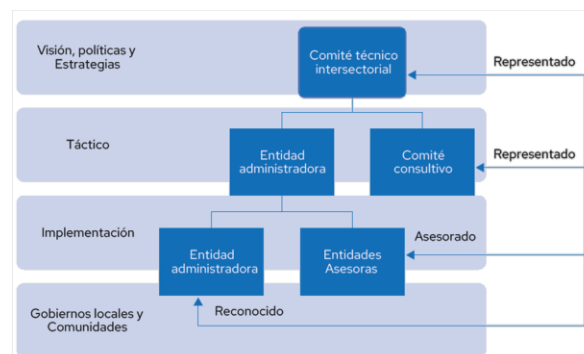


Figura 3. Modelo de gobernanza propuesto

3.2.4. Proceso de certificación

Se propuso un proceso de certificación simple, que responde a las prácticas preexistentes y que no supone un incremento importante en la gestión de los recursos humanos y materiales de un gobierno local, tal como se puede observar en la Figura 4.

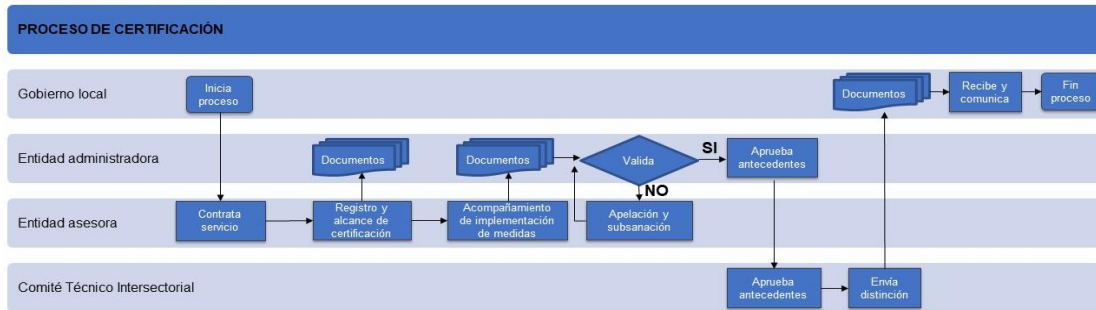


Figura 4. Proceso de certificación propuesto

3.2.5. Niveles de certificación y menciones

El nivel de certificación obtenido es el resultado de la sumatoria del puntaje que aporte el cumplimiento de las medidas voluntarias del sistema. Se consideran 6 niveles de certificación, desde el nivel más básico hasta el más avanzado, con un mínimo de entrada del 5% del puntaje final disponible, dependiendo de la tipología del municipio (de 1 a 5, siendo 1 urbano con alto desarrollo y 5 rural con bajo desarrollo), tal y como se describe en la Tabla 7 y en la Figura 5.

Asimismo, también se propuso que se implementen menciones en esta certificación en función del énfasis o del atributo específico que pueda tener la localidad que se certifique. Así, se distinguirán entre las menciones energía, Agua, Residuos, Movilidad Sostenible, Cambio Climático y Otros.

Tabla 7. Nivel de certificación y significado

% obtenido según tipología			Nivel de certificación	
1 y 2	3	4 y 5	Nivel de certificación	Evaluado como
≥75	≥60	≥50	Bosque	Excepcional
≥50	≥40	≥30	Árbol	Excelente
≥35	≥25	≥20	Planta	Muy bueno
≥25	≥15	≥10	Tallo	Bueno
≥15	≥10	≥5	Brote	Correcto
0	0	0	Semilla	Registrado

Se puede observar un ejemplo de los niveles de certificación en los sellos con una mención en la Figura 5.

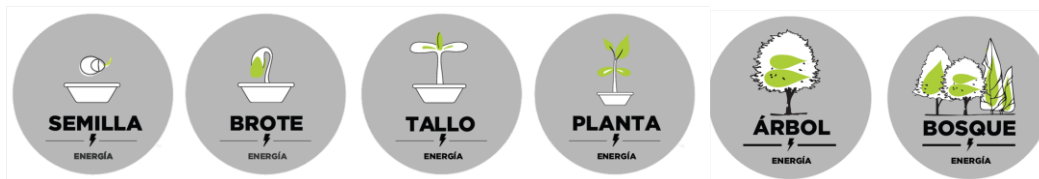


Figura 5. Ejemplos de niveles de certificación con mención

3.3 Aplicación del Sistema a 5 comunas chilenas para su validación.

Los resultados de la aplicación de los puntajes, niveles y categorías de certificación incluidos en la Herramienta de Evaluación y Guía de Evaluación a partir del Manual de aplicación de sistema de certificación de sostenibilidad local para 5 municipalidades chilenas de las 3 macrozonas climáticas del país y con diferente tipología de municipio se pueden observar en la Tabla 8.

Tabla 8. Nivel de certificación y significado

Comuna	Puntuación final	%	Certificación	Menciones
Renca	221	33,5%	Tallo	Agua, Residuos y Movilidad Sostenible
Hualpén	159	24,9%	Brote	Aire y Agua
Providencia	147	22,3%	Brote	Residuos y Energía
Vallenar	126	19,1%	Tallo	Residuos
Vitacura	141	21,4%	Brote	Residuos

4. Conclusiones

En el presente trabajo se elaboró una propuesta de Sistema de Gestión Local para la Sostenibilidad con una estructura detallada, un lenguaje propio que integra los sistemas preexistentes relacionados y donde se definen los roles y responsabilidades de los participantes en el proceso de certificación. Además, se elaboró su Manual de Aplicación, Herramienta y Guía de Evaluación en base al estudio del estado del arte en cuanto a las certificaciones similares internacionales y chilenas y sus aplicaciones, a la robusta consulta pública a los actores principales en el proceso y a la validación de la propuesta con la aplicación del sistema de certificación a 5 municipios en Chile. De esta manera, se ha creado un sistema de gestión fácil de implementar, rápido, que no implica la burocracia y la aplicación de capacidades que, muchas veces, los municipios pequeños no tienen y que ayuda al desarrollo sostenible de municipal, regional y global.

Referencias

- ASIDEES. (2019). Assisting Smart Cities and Communities in ISO 37120 Certification and Smart Sustainable Governance, International Program.
- BREEAM. (2017). BREEAM Communities Technical Manual
- CASBEE. (2013). Environmental Performance Assessment Tool for Municipalities
- DGNB, German Sustainable Green Building Council. (2018). *Added Value of Certified Districts*.
- EcoDistricts®. (2018). EcoDistricts® Protocol v1.3.
- International organization for Standardization, ISO. (2016). *ISO 37101:2016 - Sustainable development in communities — Management system for sustainable development — Requirements with guidance for use*. Disponible en: <https://www.iso.org/standard/61885.html>
- International organization for Standardization, ISO. (2016). *Sustainable development in communities – Management system for sustainable development – Requirements with Guidance for use*. Disponible en: <https://www.iso.org/standard/61885.html>
- International organization for Standardization, ISO. (2016). *ISO 37104:2019 - Sustainable cities and communities — Transforming our cities — Guidance for practical local implementation of ISO 37101*. Disponible en: <https://www.iso.org/standard/69895.html>
- International organization for Standardization, ISO. (2019). *ISO 37122:2019 - Sustainable cities and communities — Indicators for Smart Cities*. Disponible en: <https://www.iso.org/standard/69050.html>
- STAR Communities. (2016). STAR Community Rating System, Technical Guide
- United States Green Building Council, USGBC. (2021). *LEED For Cities and Communities*. Disponible en: <https://www.usgbc.org/leed/rating-systems/leed-for-cities>

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL GENERADO POR LA GESTIÓN INADECUADA DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LA CUENCA LA IGUANÁ DE LA CIUDAD DE MEDELLÍN -COLOMBIA

Cabrera Calderón Oscar Mauricio; Ortíz Ríos Jorge, Carvajal Flórez Elizabeth*

¹Grupo de Investigación CAECHI, Facultad de Ciencias y Tecnologías, Universidad Santo Tomás, Colombia

[*elizabethcarvajal@usta.edu.co](mailto:elizabethcarvajal@usta.edu.co); elizacarvajal1@gmail.com

Resumen

El propósito de esta investigación fue realizar la evaluación de los impactos ambientales por el inadecuado manejo de residuos sólidos en la parte alta de la quebrada La Iguaná, del corregimiento de San Cristóbal-Medellín (Antioquia), además de plantear medidas de manejo ambiental a las problemáticas identificadas. La investigación se desarrolló en cinco fases; en la primera se realizó un diagnóstico situacional a través de una encuesta, en la segunda se realizaron visitas de campo para obtener registros fotográficos y conocer el manejo de los residuos sólidos en la zona de estudio, en la tercera se realizó la caracterización del manejo de los residuos sólidos, en la cuarta se identificaron las acciones susceptibles de generar impacto ambiental ASPI, los componentes y factores ambientales FARI y finalmente se identificaron y evaluaron los impactos ambientales a través de la metodología Jorge Arboleda. Dentro de los resultados se identificaron 20 impactos entre muy significativos, significativos, moderadamente significativos y pocos significativos; los principales impactos ambientales fueron alteraciones en los componentes aire, agua, suelo, paisaje, biota acuática, fauna y vegetación terrestre, aspectos demográficos, económicos y culturales. De la misma manera, se formularon algunas medidas de manejo ambiental a cada uno de los impactos identificados, para ser consideradas a implementar a futuro por parte de la comunidad y/o administración municipal. Finalmente se concluye que, las problemáticas identificadas tienen origen en las malas prácticas de disposición final, baja conciencia ambiental por parte de la comunidad e ineficiencias en la gestión de residuos sólidos municipales.

Palabras clave: impacto ambiental, gestión de residuos sólidos, disposición final, evaluación ambiental.

1. Introducción

La evaluación del impacto ambiental (EIA) de una actividad, es una herramienta que permite tomar decisiones en el ámbito económico, político, social y ambiental, toda vez que contempla las interacciones entre procesos, proyectos, actividades, el medio ambiente y la sociedad; en esta se evalúan diferentes variables para identificar tanto impactos negativos para mitigarlos, corregirlos y compensarlos, como impactos positivos para potencializarlos, en aras de garantizar el cumplimiento de las políticas públicas y normas ambientales en la materia.

La identificación de los impactos ambientales asociados a la gestión inadecuada de residuos sólidos en la parte alta de la quebrada La Iguaná, puntualmente en la vereda Boquerón, es de gran importancia, teniendo en cuenta que la microcuenca en su parte media y baja recorre barrios principales de Medellín como San Cristóbal, Los Colores, San German, Robledo, entre otros, lo cual deja entre ver que los impactos ambientales generados en la parte alta de la microcuenca repercuten aguas abajo a varias poblaciones. Es por esto que la investigación, tuvo como propósito identificar y evaluar las actividades y problemáticas que

se estén presentando en la población objeto de estudio, en torno a la gestión inadecuada de residuos sólidos, ya que esto acarrea graves problemas medioambientales, tales como, la afectación a la fauna de la zona, calidad del agua, del aire, del paisaje. Esta investigación es relevante para incentivar en la comunidad, conciencia y educación ambiental, que redunde en la identificación de falencias en este ámbito, así como en la proposición de medidas que aporten al buen comportamiento ciudadano, buenas prácticas ambientales y al cumplimiento de la normatividad colombiana, puntualmente lo reglamentado en el Decreto 2981 de 2013 sobre la gestión integral de residuos sólidos.

2. Metodología

La investigación se desarrolló a través de cinco fases, así:

2.1 Fase 1 – Selección de muestra y diseño de encuesta para recolección de información

Se diseñó una encuesta como estrategia de acercamiento y recolección de información, permitiendo conocer la percepción de la comunidad, sobre la problemática ambiental asociada al manejo y disposición inadecuada de los residuos sólidos en la zona de estudio. Para la aplicación de la encuesta, se tomó como unidad de muestreo a la vivienda, seleccionando una muestra de 59 de éstas. El universo muestral corresponde a 148 viviendas. Se usó el software estadístico Netquest (*Netquest. Calculadoras Estadísticas, 2022*), tomando como referencia parámetros como:

- Heterogeneidad: representa la variabilidad o diversidad del resultado con respecto a lo esperado y su tendencia general. Se consideró una heterogeneidad de 50% debido a la diversidad del universo muestral y al valor habitual que suele tener.
- Margen de error: se consideró un valor máximo del 10% y se espera obtener un nivel de confianza del 95%.

2.2 Fase 2 y 3- Trabajo de Campo y caracterización del manejo de residuos

Se realizaron visitas de campo a la zona de estudio, las cuales permitieron hacer un reconocimiento de la zona y para el levantamiento de información primaria, es decir, para conocer cómo se hace la separación en la fuente, la recolección de residuos sólidos, los recipientes usados, la disposición final, el reciclaje de residuos, entre otros, en la zona en la que se realizó el estudio. En estas visitas se tomaron registros en una bitácora, se hizo una evaluación cualitativa asociada a la gestión de residuos sólidos y se tomaron registros fotográficos.

2.3 Fase 4 - Caracterización de ASPI, componentes y factores ambientales-FARI

Se identificaron las acciones susceptibles de generar impacto ambiental ASPI, los componentes y factores ambientales FARI, asociados a la gestión inadecuada de residuos sólidos, acorde a los lineamientos establecidos en la metodología de Jorge Arboleda para la evaluación de impacto ambiental (Arboleda, 2008).

2.4 Fase 5 – Identificación y calificación de impactos ambientales

La identificación de impactos ambientales se realizó por medio del método matricial, el cual consistió en desarrollar una matriz de doble entrada en la cual se plasmó información de las ASPI y FARI con la finalidad de encontrar interacción entre ellas. Se evalúan acorde a los siguientes criterios:

Tabla 1. Criterios para evaluación ambiental

Criterio	Interpretación	Rango de acción	Valor
Clase (C)	Define si el impacto es positivo o negativo, en función del mejoramiento o degradación que éste genere sobre el estado actual o futuro del ambiente.	Positivo	+
		Negativo	-
Presencia (P)	Califica la posibilidad de que el impacto pueda darse y se expresa como un porcentaje de la probabilidad de ocurrencia ^{4,9}	Cierta	1
		Muy Probable	0,7
		Probable	0,3
		Poco Probable	0,1
		No probable	0
Duración (D)	Evalúa el período de existencia activa del impacto, desde el momento que se empiezan a manifestar sus consecuencias hasta que duren los efectos sobre el factor ambiental considerado. Se debe evaluar en forma independiente de las posibilidades de reversibilidad o manejo que tenga el impacto. Se expresa en función del tiempo de permanencia o tiempo de vida del impacto	Muy larga o permanente (>10 años)	1
		Larga (>7 años)	0,7- 0,99
		Media (>4 años)	0,4- 0,69
		Corta (>1 año)	0,2- 0,39
Evolución (E)	Califica la rapidez con la que se presenta el impacto, es decir la velocidad como éste se despliega a partir del momento en que inician las afectaciones y hasta que el impacto se hace presente plenamente con todas sus consecuencias. Se expresa en términos del tiempo transcurrido entre el inicio de las afectaciones hasta el momento en que el impacto alcanza sus mayores consecuencias o hasta cuando se presenta el máximo cambio sobre el factor considerado	Muy Rápida (<1 mes)	1
		Rápida (<2mes)	0,7- 0,99
		Media (<6mes)	0,4- 0,69
		Lenta (<24mes)	0,2- 0,39
		Muy Lenta (>24mes)	0,01-0,19
Magnitud (M)	Califica la dimensión o tamaño del cambio sufrido en el factor ambiental analizado por causa de una acción del proyecto. Se expresa en términos del porcentaje de afectación o de modificación del factor (por este motivo también se denomina magnitud relativa)	Muy alta	1
		Alta	0,7- 0,99
		Media	0,4- 0,69
		Baja	0,2- 0,39
		Muy baja	0,01-0,19

La calificación ambiental para los impactos ambientales se realiza con la siguiente ecuación:

$$Ca = C(P[aEM + bD]) \quad (1)$$

3. Resultados y Discusión

3.1 Encuesta final aplicada

Con los resultados obtenidos de la encuesta, es posible establecer que la población en su mayoría es consciente que la vereda Boquerón si cuenta con el servicio de recolección de residuos sólidos, sin embargo, se evidencia que la recolección no es la mejor, ya que, al consultarles la cercanía de los centros de acopio destinados para la recolección de residuos sólidos, en su gran mayoría indican que estos quedan alejados de sus viviendas.

Han evidenciado quemados de residuos sólidos a cielo abierto y vertimientos en la microcuenca, lo que expone que la problemática ambiental latente. De igual forma, la problemática de falta de educación y capacitaciones específicas en los tipos de residuos sólidos y la separación en la fuente se corroboró con las respuestas obtenidas, 38 hogares no han recibido ninguna capacitación al respecto y 33 hogares no realizan separación en la fuente; es posible inferir, la falta de campañas y programas que incentiven e instruyan a la población de la zona a realizar la separación en la fuente de los residuos sólidos y la clasificación correcta de los mismos, siendo esto muy importante a la hora de implementar programas de reciclaje.

Se evidenció que, en su gran mayoría, los residuos sólidos depositados en zonas no adecuadas están asociados a residuos de construcción y/o demolición. Por otro lado, las afectaciones en la salud de la población y la proliferación de plagas se corroboraron, ya que 56 hogares consideraron que la disposición inadecuada de residuos sólidos ha aportado a la proliferación de plagas y 48 hogares consideraron que se han presentado afectaciones a la salud de la comunidad, siendo esto muy importante debido a que esto puede acarrear problemáticas graves de salud pública en la población.

Del total de hogares que respondieron la encuesta, 26 perciben que la calidad del agua de la quebrada La Iguaná es mala, 24 consideran que es regular, 3 que es buena y 4 muy buena. Lo evidenciado anteriormente respecto a la percepción de la calidad del agua es un indicador que, si bien es subjetivo, es importante tenerla en cuenta, ya que posiblemente la comunidad menciona la calidad del agua es mala debido a malos olores presentados, turbidez, vertimientos, entre otros aspectos que se visibilizan en el afluente. Finalmente, se estableció que el 97% de los hogares encuestados consideran que hay presencia de residuos de construcción y/o demolición en la zona de estudio con inadecuadas prácticas de disposición final, presencia de plásticos con un 95%, en un término medio (30-50%) presencia de residuos como vidrio, papel, restos orgánicos, maderas y en menor porcentaje (<30%), presencia de pilas, metales y textiles.

3.2 Visitas de reconocimiento

Durante las visitas a campo fue posible evidenciar la disposición inadecuada de residuos sólidos en zonas no adecuadas como: afluentes tributarios de la parte alta de la cuenca La Iguaná, costados de las vías principales y secundarias, zonas boscosas, construcciones abandonadas, entre otras. Sobre el costado de la vía principal se evidenciaron residuos sólidos predominantemente de residuos de construcción y/o demolición con restos de ladrillo y cemento, plásticos, vidrios, textiles, madera y papel cartón. En el costado de la vía secundaria se encontraron residuos sólidos de plásticos tipo PET (Figura 1).



Figura 1. residuos sólidos sobre la vía principal

De igual forma se encontraron residuos sólidos tipo residuos de construcción y/o demolición, plástico, vidrios y papel cartón, en zonas boscosas internas de la vereda, y tributarios que caen a la quebrada la Iguaná, lo cual indica que no existe un compromiso ambiental ni una educación en el manejo de los residuos sólidos en la vereda Boquerón (Figura 2).



Figura 2. Residuos sólidos depositados en zonas boscosas de la vereda Boquerón

De igual forma fue posible identificar que la vereda Boquerón sí cuenta con una zona de acopio de residuos sólidos construida por la administración municipal para su recolección, sin embargo, la distancia de dicho

acopio a las viviendas circundantes es considerable, razón por la cual la comunidad que no tiene transporte opta por disponer dichos residuos en zonas no adecuadas.

3.3 Acciones susceptibles a producir impacto (ASPI) y Factores ambientales

Para identificar las acciones susceptibles a producir impacto ASPI, se tomó como insumo el análisis de la encuesta realizada y la caracterización del manejo actual de los residuos sólidos en la vereda Boquerón, así (Tabla 2).

Tabla 2. Matriz de acciones susceptibles a producir impacto (ASPI).

FASE	COMPONENTES	ASPI	ASPECTOS AMBIENTALES Y SOCIALES
Almacenamiento y recolección	Zonas de centros de acopio.	Acumulación excesiva y por largos periodo de tiempo de residuos sólidos.	<ul style="list-style-type: none"> - Deterioro del paisaje - Generación plagas. - Generación de olores desagradables - Generación de gases. - Esparcimiento de los residuos por acción del viento. - Esparcimiento de los residuos por acción de la fauna.
		Mantenimiento deficiente a la infraestructura de los centros de acopio.	<ul style="list-style-type: none"> - Generación de lixiviados. - Proliferación de plagas. - Deterioro del paisaje
		Transporte de los residuos sólidos por parte de la población hasta los centros de acopio.	<ul style="list-style-type: none"> - Generación de vectores y patógenos. - Depósito de residuos sólidos en lugares no adecuados. - Generación de material particulado
		No rotulación adecuada en los contenedores de los centros de acopio.	Mezcla de residuos sólidos de todo tipo.
	Vehículos recolectores de residuos sólidos.	Incumplimiento en frecuencias de recolección de residuos sólidos por daños mecánicos.	Vertimiento de residuos sólidos en zonas no adecuadas.
Tratamiento y disposición final	Vías de acceso primarias y secundarias.	Vertimiento de residuos sólidos a orilla de las vías.	<ul style="list-style-type: none"> - Taponamiento de cunetas. - Inundaciones en las vías. - Generación de olores desagradables
	Fuentes hídricas	Vertimiento de residuos sólidos en fuentes hídricas principales y tributarios.	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios del cauce natural. - Obstrucciones en el afluente. - Contaminación por materia orgánica e orgánica
	Suelos	Vertimiento de residuos sólidos enterrados en los suelos.	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminación por materia orgánica e inorgánica en los suelos. - Generación de lixiviados.

Los componentes ambientales identificados a su vez tienen factores ambientales representativos de impacto (FARI) que son elementos, variables, características o parámetros que representan una condición o cambio ambiental. Para la determinación de los FARI se tuvieron en cuenta los criterios dados por (Arboleda, 2008), entre los cuales se encuentran factores que sean representativos y relevantes, excluyentes, fáciles de identificar en la medida de lo posible y de fácil cuantificación, aunque algunos de los seleccionados son intangibles (

Tabla 3).

Tabla 3. Matriz de factores ambientales representativos de impacto (FARI)

Medio	Sistema	Componente	FARI
Natural	Físico	Suelo	Uso del suelo
			Propiedades químicas
		Agua	Color
			Olor
			Turbidez
			Cantidad de metales pesados
		Aire	Partículas
			Gases
			Olores
		Paisaje	Contaminación visual
Biótico	Veg. terrestre	Cobertura vegetal	
	Fauna terrestre	Vectores de enfermedades	
	Biota acuática	Estado	
Social	Antrópico	Económico	Cobertura y calidad en el servicio de alcantarillado y recolección de basuras
			Educación
		Cultural	Niveles de arraigo
		Demográfico	Presencia de enfermedades
			Vectores de transmisión
Político	Conflictos con la comunidad e instituciones		

3.4 Identificación y Evaluación de Impactos Ambientales - Aplicación de la Metodología Jorge Arboleda

Para la identificación de los impactos ambientales, se utilizó el listado de impactos ambientales específicos en el marco del licenciamiento ambiental, realizado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el 2020 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2020). Para la evaluación de los impactos ambientales se tomaron los criterios descritos previamente y se calculó la importancia ambiental (Tabla 4).

Tabla 4. Evaluación de los impactos identificados

ACCIONES (ASPI)	IMPACTO	C	P	E	M	D	CA	Calificación
Mantenimiento deficiente a la infraestructura de los centros de acopio.	Incremento en los olores ofensivos	-	0,5	1	0,3	0,1	-1.4	Poco Significativo
	Disminución en la calidad del paisaje	-	1	0,8	0,3	0,7	-3.8	Moderadamente Significativo
Transporte de los residuos sólidos por parte de la población hasta los centros de acopio.	Incremento en las concentraciones de PM ₅	-	0,5	1	0,3	0,1	-1.4	Poco Significativo
	Incremento en el sentido de pertenencia por la calidad ambiental	+	1	1	0,8	0,4	6.8	Significativo
	Incremento en los índices de morbilidad y mortalidad	-	0,8	0,8	0,8		-3.6	Moderadamente Significativo
Incumplimiento en frecuencias de recolección del camión de residuos sólidos por daños mecánicos.	Incremento en las concentraciones de PM ₅ y CO ₂	-	0,5	1	0,25	0,1	-1.2	Poco Significativo
	Disminución en la calidad del paisaje	-	0,8	1	0,6	1	-6.4	Significativo
Vertimiento de residuos sólidos a orilla de las vías.	Incremento en los olores ofensivos	-	0,5	0,75	0,3	0,1	-1.1	Poco Significativo
	Aumento del deterioro de la calidad visual del paisaje.	-	1	1	1	1	-10	Muy Significativo
	Aumento en las Inundaciones en las vías	-	0,8	0,5	0,1	0,1	-0.6	Poco Significativo

ACCIONES (ASPI)	IMPACTO	C	P	E	M	D	CA	Calificación
	Deterioro del asfalto de la vía por inundaciones.	-	0,3	0,1	0,2	0,1	-0.3	Poco Significativo
Vertimiento de residuos sólidos en fuentes hídricas principales y tributarios.	Incremento en la concentración de materia orgánica (DBO5, DQO, SS)	-	0,8	0,9	1	0,9	-7.7	Muy Significativo
	Incremento en la generación de olores ofensivos	1	0,8	0,9	0,6	0,1	-3.3	Moderadamente Significativo
	Alteración en los niveles y cauce natural de las fuentes hídricas	-	1	1	1	1	-10	Muy Significativo
	Disminución en la calidad del paisaje	-	0,9	1	0,6	0,8	-6.2	Significativo
	Disminución de la salud de los habitantes de la zona	-	1	0,6	0,6	0,1	-2.8	Poco Significativo
Vertimiento de residuos sólidos en zonas boscosas.	Cambios en la cobertura vegetal	-	0,6	0,3	0,6	1	-3.8	Moderadamente Significativo
	Aumento en la generación de vectores de enfermedades	-	0,6	0,25	0,5	0,8	-2.9	Moderadamente Significativo
Incineración de residuos sólidos.	Incremento en las concentraciones de M_5 y CO_2	-	1	1	1	1	-10	Muy Significativo
	Incremento en las afectaciones a la salud por emisión de gases.	-	0,9	0,8	0,6	1	-6	Significativo

3.5 Medidas de manejo ambiental

Se relacionan algunas medidas de manejo ambiental para la prevención, mitigación, corrección y compensación de los impactos ambientales que se identificaron previamente. Estas medidas se formularon tomando como referente lineamientos de la normatividad colombiana y algunos requerimientos técnicos para mejorar la gestión de residuos sólidos. Estas medidas fueron socializadas con los líderes de la zona y algunos de sus habitantes, de tal manera que se evalúe su implementación en un futuro cercano, además de establecer los posibles responsables de cada una de éstas:

- Realizar jornadas de limpieza a los centros de acopio, programadas por la empresa prestadora de servicios públicos ya esta actividad hace parte de su responsabilidad o en colaboración con la comunidad.
- Realizar mantenimientos periódicos a los centros de acopio y las reparaciones respectivas. La empresa prestadora de servicios públicos debe realizarlo ya que es su responsabilidad mantenerlos en óptimas condiciones.
- Desarrollar programas que incentiven la separación en la fuente, de tal forma que el almacenamiento inicial para su transporte y la presentación de los residuos sólidos en los centros de acopio sean adecuados y no generen patógenos suspendidos en el aire.
- Construir centros de acopio más cercanos a las poblaciones a las cuales no llega el camión recolector de residuos sólidos, de tal forma que se mitigue el transporte prolongado por parte de la comunidad y por ende la posibilidad de contraer infecciones que afecten su salud.
- Realizar auditorías que permitan vigilar y dar un diagnóstico sobre el cumplimiento de las frecuencias de recolección del camión de tal forma que se cumplan, evitando así la acumulación de residuos, deterioro visual del paisaje y por ende la contaminación del aire.
- Realizar jornadas de capacitación orientadas a concientizar a la población sobre el cuidado del medio ambiente y el manejo adecuado de los residuos sólidos.
- Llevar a cabo jornadas de limpieza en fuentes hídricas, zonas boscosas y en las vías principales y secundarias de la vereda.

- Instalar recipientes para la disposición de residuos sólidos en lugares estratégicos que eviten la disposición directa en las vías.
- Instalar avisos informativos sobre la disposición adecuada y la prohibición del vertimiento de residuos sólidos en las fuentes hídricas.
- Informar y denunciar a las entidades ambientales cualquier evidencia de incineración para que impongan las debidas sanciones.

4. Conclusiones

La parte alta de la quebrada La Iguaná, en la vereda Boquerón del corregimiento de San Cristóbal, efectivamente se presentan problemáticas ambientales y sociales asociadas al manejo inadecuado de los residuos sólidos, generadas tanto por la comunidad, como por el mal servicio de la empresa prestadora de servicios públicos. Adicionalmente, se identificó que los principales residuos sólidos que se presentan en la zona son de construcción y de uso doméstico tanto orgánicos como inorgánicos.

Los impactos ambientales identificados que son muy significativos y marcan los cambios más importantes en el ambiente, producto del manejo y disposición inadecuada de los residuos sólidos, están asociados a afectaciones de la calidad visual del paisaje debido al vertimiento de residuos sólidos a orilla de las vías. Cambios en la coloración del agua de las fuentes hídricas producto de los residuos sólidos contaminantes en suspensión. Variaciones en los niveles y cauce natural de las fuentes hídricas debido al vertimiento de residuos de construcción y/o demolición u otros residuos sólidos. Contaminación del aire por material particulado debido a la incineración de residuos sólidos. De igual forma los componentes ambientales modificados son principalmente, aire, paisaje y agua.

Con este estudio de evaluación de impacto ambiental se logró identificar las implicaciones que tiene el manejo y disposición inadecuada de residuos sólidos en la vereda Boquerón y permitió formular medidas de manejo, preventivas, correctivas, de mitigación y compensación, las cuales son de gran importancia para poner al servicio de quienes toman las decisiones, en este caso la junta de acción comunal y entidades prestadoras de servicios públicos del sector.

Agradecimientos

A la comunidad de la vereda Boquerón del corregimiento de San Cristóbal (Medellín-Antioquia), por su apoyo para la realización del presente estudio.

Referencias

- Acurio, G., Rossin, A., Teixeira, P. F., & Zepeda, F. (1997). Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Inter-American Development Bank.
- Arboleda, J. (2008). Manual para la evaluación de impacto ambiental de proyectos, obras o actividades. Fenxi Huaxue.
- CEPAL, N. (2021). Encuesta a municipios sobre gestión de residuos sólidos domiciliarios 2019. Colombia.
- Dirección de Asuntos Ambientales Sectorial y Urbana Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2020). Listado de impactos ambientales específicos en el marco del licenciamiento ambiental.
- González, J. A. G. (2016). Residuos sólidos: problema, conceptos básicos y algunas estrategias de solución. Revista Gestión y Región, (22), 101-119.
- Hoornweg, Daniel, Bhada-Tata, Perinaz (2012). Qué desperdicio: una revisión global de la gestión de desechos sólidos. Serie de desarrollo urbano; documentos de conocimiento no. 15. Banco Mundial, Washington, DC. Banco Mundial. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>
Licencia: CC BY 3.0 IGO

Hernández, H. N., & Alvarez, A. K. (2022). Centro de acopio, tratamiento y capacitación para el manejo de residuos sólidos y reciclaje plástico.

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (2013). Decreto 2981 de 2013.

Netquest (2022). Calculadoras estadísticas. Recuperado de: <https://www.netquest.com/es/gracias-calculadora-muestra>.

PROPUESTA MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN FRACCIONAMIENTO DEL ESTADO DE MÉXICO

Pérez-Valdez Julieta¹, Hernández-Berriel María del Consuelo¹, Mañón-Salas María del Consuelo², Gallegos-Martínez María Sonia Mireya¹, Díaz-Archundia Laura Verónica³

¹División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

²Departamento de Ingeniería Industrial, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

³Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México, México

*mhernandezb@toluca.tecnm.mx

Resumen

El crecimiento exponencial de la población en los últimos años ha llevado a la construcción de fraccionamientos que buscan cubrir la demanda de vivienda y servicios. Con el fin de gestionar los recursos de los condóminos, éstos establecen su propia administración y reglamento. Entre los servicios se encuentra el Manejo Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (MIRSU), lo cual implica tanto aspectos operativos como preventivos. Uno de ellos es la reducción de la contaminación por una inadecuada gestión de los residuos sólidos urbanos. Debido a lo anterior el objetivo de este trabajo, fue elaborar una propuesta de mejora para el MIRSU en un fraccionamiento del Estado de México. Partiendo de una búsqueda documental con el fin de recopilar información relevante, el trámite de los permisos requeridos para el acceso, la aplicación y análisis de la Cédula de Entrevista de una muestra de 207 casas. Al analizar los datos se realizó el diagnóstico del MIRSU en donde se dio a conocer hábitos de generación y nivel de participación de los condóminos. Posteriormente se determinó el grado de aprovechamiento de los residuos, considerando fuentes primarias y composición base. Con los resultados obtenidos se proyectaron ingresos semanales para el fraccionamiento y se procedió a la elaboración de la propuesta para el MIRSU.

Palabras clave: manejo de residuos; propuesta de mejoras; fraccionamientos.

1. Introducción

En el 2018, el Banco Mundial reportó que la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) a nivel mundial fue de 242 mil millones de t. En México, para el 2022 la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) publicó que se generaron 43 millones de t/año y para el Estado de México (Edo. Méx.) una de las 32 entidades federativas más pobladas del país, se reportó una generación de 6 millones de t/año. El Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (MIRSU) se define como una serie de etapas operativas que van desde generación hasta la disposición final de los residuos sólidos, adaptadas de manera individual o combinadas para una zona sanitaria y ambientalmente eficiente (DOF, 2003). El MIRSU tomó relevancia a partir de 1992 en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de Río de Janeiro, Brasil, donde se plasmó en la Agenda XXI los compromisos contraídos por las naciones para el manejo de los RSU (CEPAL, 2022).

En México, uno de los municipios pioneros en la implementación del MIRSU es Teocelo, en el Estado de Veracruz. Donde fue implementado de manera intuitiva, tomando como línea base la necesidad de ahorrar recursos, obteniendo como resultado un ahorro tanto económico como material (Pérez, 2018). En la Ciudad de Orizaba para las autoridades municipales fue una prioridad la reducción de los RSU que a través de la implementación de estrategias lograron sensibilizar a la ciudadanía obteniendo su participación además de beneficios económicos. Destaca el empleo de un circuito de cámaras de seguridad en puntos estratégicos de la ciudad lo que redujo malas prácticas de disposición y acopio de RSU por las sanciones aplicadas hasta un sistema de recompensas por la entrega oportuna de los residuos. Actualmente recolectan 3000 t/mes y con las acciones tomadas solo se destina el 10% al Relleno Sanitario (RESA), cabe mencionar que Orizaba fue galardonada con la Escoba de Oro en 2021 por ser la ciudad más limpia del país (Castelán, 2021).

Para el Edo. Méx. el caso de éxito más relevante es el Municipio de Tonatico en donde se elaboró un calendario de recolección selectiva para los RSU, donde la participación ciudadana es punto medular (Ayuntamiento de Tonatico, 2022). El MIRSU tiene como finalidad generar conciencia y consumo responsable bajo un cambio de perspectiva donde se perciban a los RSU como un potencial recurso y no como un problema de contaminación. Por ello el objetivo del presente trabajo fue elaborar una propuesta para el MIRSU en un fraccionamiento del Edo. Méx.

2. Metodología

A continuación, se describen las etapas que se desarrollaron para la elaboración de este trabajo. En la figura 1 se presentan las etapas propuestas para el MIRSU en un fraccionamiento del Edo. Méx.



Figura 1. Diagrama Metodológico

2.1 Investigación documental

En esta etapa se realizó la revisión de leyes, Normas Mexicanas, la Gaceta de Gobierno del Estado de México, tesis de maestría, el Plan Municipal de Desarrollo Urbano y el Manual del Propietario del fraccionamiento.

2.2 Investigación de campo

Se seleccionó a un fraccionamiento tipo medio-residencial por ser representativo del Edo. Méx. ubicado en el Municipio de Calimaya, el cual se presenta en la figura 2. Para realizar el trabajo de investigación y la aplicación de la Cédula de Entrevista (CE), fue necesario solicitar autorización. De acuerdo con la cantidad de residentes se calculó el tamaño de la muestra considerando una población finita (1) (Johnson, 2012).

$$n = \frac{N * Z\alpha^2 * p * q}{e^2 * (N - 1) + Z\alpha^2 * p * q} \quad (1)$$

Donde:

N: Tamaño de la población

Z: Distribución normal estandarizada

α : Nivel de significancia

p: Probabilidad de que ocurra el evento

q: Probabilidad de que no ocurra el evento

e: Error de estimación máximo aceptado

n: Tamaño de muestra

La CE consistió en 40 preguntas, distribuidas en diez preguntas abiertas, siete preguntas cerradas, once preguntas dicotómicas, diez preguntas politómicas y dos preguntas de elección múltiple. Para su elaboración se consideró la CE propuesta en el Proyecto SEMARNAT-2015-01-263315 (Mañon y Hernández, 2021). La aplicación de la CE se realizó de manera aleatoria y presencial, usando como herramienta el soporte de Google Forms, lo que agilizó la captura de datos y su almacenamiento.

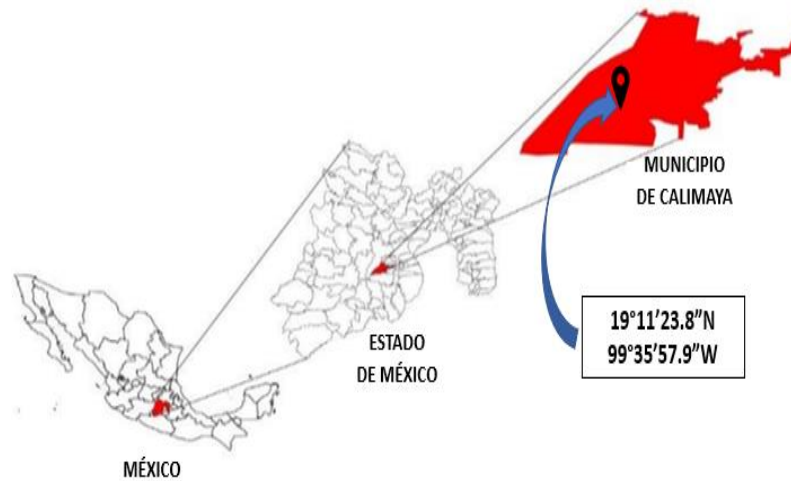


Figura 2. Ubicación del fraccionamiento en el Edo. Méx.

2.3 Diagnóstico

El diagnóstico comprendió el análisis de la situación del MIRSU del fraccionamiento, considerando datos históricos, de operación y los obtenidos por medio de la CE. Mostrando el comportamiento de los residentes y condóminos en cuanto a sus hábitos de generación y acopio temporal.

2.4 Determinación de la generación, composición y grado de aprovechamiento de los RSU

Este estudio se fundamenta en las Normas Mexicanas NMX-AA-061-1985, NMX-AA-015-1985, NMX-AA-022-1985 y NMX-AA-019-1985; sin embargo, también se consideraron fuentes primarias como la SEMARNAT, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía; así como el trabajo reportado por Martínez-Morales, 2020. Se realizaron cálculos para determinar la composición de los subproductos establecidos en la NMX-AA-022-1985 y se procedió a clasificarlos de acuerdo con su grado de aprovechamiento y mercado de compraventa con empresas acopiadoras cercanas al fraccionamiento, posteriormente se hizo la estimación de ingresos por venta de RSU.

2.5 Propuesta para el MIRSU

Con los resultados obtenidos de los pasos metodológicos previos, se recolectó información necesaria para realizar propuestas para el MIRSU acorde a los requerimientos y áreas de oportunidad del fraccionamiento.

3. Resultados

Esta sección corresponde a los datos obtenidos de las etapas desarrolladas en la metodología.

3.1. Investigación documental

La Ley Orgánica Municipal del Edo. Méx., establece en el artículo 96 los municipios tendrán a su cargo la prestación de servicios públicos, en donde destaca el MIRSU. Las NMX son de carácter regulatorio en donde

las seleccionadas para este trabajo establecen métodos estandarizados para determinar generación y composición de los RSU.

La Secretaría de Desarrollo Urbano del Estado Mexico por medio de la Gaceta del Gobierno del Estado de México autorizó el 22 de septiembre de 2010 a la empresa “Casas GEO, S.A. de C.V.”, la construcción de un fraccionamiento tipo medio-residencial en un terreno de 408 370 m² con la distribución que se muestra en la figura 3, ubicado en Calimaya, Estado de México para desarrollar 1 750 viviendas.



Figura 3 Croquis interno del fraccionamiento

La tesis publicada por Martínez-Morales (2020) instituye la composición de los RSU generados en tres estratos socio-económicos (bajo, medio y alto) de Zinacantepec, Edo. Méx, municipio colindante con Calimaya. El Plan Municipal de Desarrollo 2022-2024 menciona en el apartado “Riesgos” que el MIRSU y el acondicionamiento de un RESA son acciones importantes para fomentar ambientes saludables urbanos y rurales.

El manual del propietario establece en sus transitorios, anexo A “Instructivo de aseo, higiene y desecho de basura” que desde la generación, la “basura” debe ser separada y seleccionada; recomendando que en casa se deben empaquetar todas las envolturas de alimentos y seleccionar los valorizables (cartón, plástico y vidrio).

3.2. Investigación de campo

Para la obtención de permisos para acceder al fraccionamiento y aplicar la CE, se presentó a la Administración un oficio elaborado por el Instituto Tecnológico de Toluca (ITTOL). En respuesta, se entregó al ITTOL un comunicado notificando la aceptación de la aplicación de la CE. Para ello se calculó el tamaño de muestra obteniendo un total de 193 casas a entrevistar; sin embargo, dada la participación de los residentes y condóminos se alcanzó un tamaño de muestra de 207 elementos.

La aplicación de la CE se llevó a cabo en el periodo comprendido del 12 al 19 de noviembre del 2022. De los resultados obtenidos, se observó que viven en promedio cuatro habitantes por casa, en donde existe una relación directa con lo reportado por el INEGI (2020), ya que instituye que la media nacional es de 4 habitantes/casa. En la figura 4 se presentan las privadas y vialidades donde se aplicó la CE.

3.4. Determinación de la generación, composición y grado de aprovechamiento de los RSU

En la tabla 1, se presentan los RSU mayormente reconocidos tanto por la fuente de generación como por aquellas personas que se dedican a su compraventa. Se consideró para la composición base dos estratos socioeconómicos y la generación por semana reportada en el fraccionamiento (7,3 t) con esto se calculó el pesaje por cada subproducto considerando los valorizables, con un aprovechamiento del 50%, así como los gastos de transporte. Se llevó a cabo la búsqueda de establecimientos acopiadores con un radio de 3 km, además de sus precios de compra por kg, obteniendo con ello una ganancia de \$4781,77 MN/semana.

Tabla 1. Residuos Sólidos Urbanos valorizables

Subproducto	Estrato Alto	Estrato Bajo	Composición Base	kg/semana	Aprovechamiento (50%) kg/semana	Precio por kg (\$)	Ganancia (\$)
Cartón	5,63%	2,39%	5,63%	410,99	205,49	3,75	770,60
Papel	0,99%	7,13%	0,99%	72,27	36,13	1,60	57,81
PET	0,00%	0,00%	2,82%	205,61	102,80	3,90	400,93
Plástico rígido	8,45%	5,33%	5,63%	411,21	205,60	5,60	1151,38
Plástico de película	6,40%	7,30%	6,40%	467,20	233,60	9,00	2102,40
Material no ferroso	0,29%	0,56%	0,29%	21,17	10,58	6,10	64,56
Latas de aluminio	1,35%	0,86%	1,35%	98,55	49,27	4,75	234,05
Total							4781,77

3.5. Propuesta para el MIRSU

En el fraccionamiento se generan semanalmente 7,3 t de los cuales los subproductos establecidos en la tabla 1 comprenden el 23,11% de su composición, en donde el plástico de película (6,40%) se debe a embalajes diversos. El nivel de aprovechamiento y valor agregado están relacionados con el estado de los RSU por medio de la entrega responsable, dependiendo directamente de la segregación. Por lo tanto es necesario establecer un programa de sensibilización a los residentes y condóminos del fraccionamiento a fin de crear una cultura ambiental responsable y capacitar al personal de recolección respecto a las actividades propias del manejo y recolección de RSU con el mismo enfoque.

Se requiere de la implementación de un sistema de horarios de acopio para evitar que los residuos permanezcan demasiado tiempo en el almacén temporal y así eliminar la generación de fauna nociva. Otra recomendación factible, consistiría en la instalación de cámaras de seguridad, con el fin de asegurar la disposición selectiva y en el caso de no respetarla facilitar la aplicación de una serie de sanciones a los residentes responsables. Esto indica una necesidad de concientización sobre la cultura ambiental que pueda ser replicada tanto en las escuelas del fraccionamiento como en las casas-habitación de manera permanente, en donde se den a conocer prácticas adecuadas de valorización, destacando principalmente aquellos elementos como el papel, el cartón, el PET y las latas de aluminio. Se debe forjar una conciencia en la reducción en la generación de RSU, eliminando el desperdicio, motivando la separación y el reaprovechando de materiales reciclables y su disposición de forma correcta.

4. Conclusiones

Dado que la mayoría de los residentes consideran que existen deficiencias en el MIRSU, se observó un área de oportunidad en cuanto a la importancia y necesidad de implementar talleres de educación ambiental permanentes para mejorar la forma en que se entregan los residuos en el área temporal de almacenaje.

El uso de herramientas digitales, en especial Google Forms, optimizó el proceso tanto en la minimización de errores de captura como en la generación de la base de datos ya que este software lo realizó de manera automática.

Se debe integrar activamente a los residentes y condóminos del fraccionamiento, generándoles sentido de pertenencia y de esta manera fomentar un cambio en la actitud, participación y responsabilidad social-ambiental. A través del desarrollo de actividades que motiven la segregación de los RSU, con el fin de comprender la importancia que esta etapa tiene para la valorización de los residuos reciclables.

Agradecimientos

Al proyecto “Ubicación de Rellenos Sanitarios Intermunicipales futuros en el Estado de México y Estados aledaños” con clave SEMARNAT-2015-01-263315 y al proyecto “Propuesta para la operación de un relleno sanitario desde la perspectiva de la sostenibilidad” con clave 18196.23-P del TecNM.

Al Tecnológico Nacional de México, al Instituto Tecnológico de Toluca y el equipo de trabajo del Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por la beca para la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental.

Referencias

Ayuntamiento de Calimaya, 2022. Plan Municipal de Desarrollo Urbano de Calimaya (PMDUC). H. Ayuntamiento de Calimaya. 20 de Marzo del 2022. 220_documento_22516173846.pdf (acceso 01/03/23).

Ayuntamiento de Tonatico, 2022. Plan Municipal de Desarrollo de Tonatico (PMDT). H. Ayuntamiento de Tonatico. 25 de marzo del 2022. https://copladem.edomex.gob.mx/sites/copladem.edomex.gob.mx/files/files/pdf/Planes%20y%20programas/Mpales-2022-2024/Tonatico_PDM_2022-2024.pdf (acceso 01/03/23).

GEO, 2010. Manual del Propietario Conjunto Urbano Hacienda de las Fuentes (CUHF): El hogar perfecto. Casas GEO: Te cambia la vida. https://tolucatecnmmy.sharepoint.com/personal/mhernandezb_toluca_tecnm_mx/_layouts/15/onedrive.aspx?id=%2Fpersonal%2Fmhernandezb%5Ftoluca%5Ftecnm%5Fmx%2FDocuments%2FDatos%20adjuntos%2FGEO%5FMANUAL%5FPROPIETARIO%5FHACIENDA%5FFUENTES%2Epdf&parent=%2Fpersonal%2Fmhernandezb%5Ftoluca%5Ftecnm%5Fmx%2FDocuments%2FDatos%20adjuntos&ct=1673933083316&or=OWA%2DNT&cid=10484ed9%2D0b43%2D0f40%2D1c05%2D849d1804bc8e&ga=1 (acceso 20/11/22).

Castelán, B., L., Olivares, M., P., & Vidal, A., M., 2021. Desempeño urbano sustentable mediante tres indicadores: residuos sólidos, transporte público, áreas verdes. Orizaba, Veracruz, México. (10) 1. 61-78. REVISTARQUIS. <file:///C:/Users/yuuls/Downloads/45246-Texto%20del%20art%C3%ADculo-172530-1-10-20201227.pdf>

CEPAL, 2022. <https://www.cepal.org/rio20/es/antecedentes> (acceso 28/02/23).

DOF, 2003. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Diario Oficial de la Federación (DOF). 08 de Octubre del 2003. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lpggir/LGPGIR_orig_08oct03.pdf (acceso 28/02/23).

GGEM, 2022. Ley Orgánica Municipal del Estado de México. Gaceta de Gobierno del Estado de México (GGEM). 21 de Diciembre del 2022.

<https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/ley/vig/leyvig022.pdf>

- INECC & SEMARNAT, 2022. Atlas Nacional de los residuos sólidos urbanos. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), & Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/693803/125_2022_Atlas_Nacional_Residuos_Solidos.pdf (acceso 28/02/23).
- INEGI, 2021. Censo de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2021/EstSociodemo/ResultCenso2020_Nal.pdf (acceso 01/03/23).
- Johnson R., 2012. Probabilidad y estadística para ingenieros. Octava Ed. Pearson. EEUU.
- Kaza, S., & Yao, L., 2018. What a Waste 2.0. Banco Mundial. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> (acceso 28/02/23).
- Mañón, S., M., C., y Hernández, B., M., C., 2021. Sistema de Información Geográfica para el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU). Desarrollado en el proyecto de investigación “Ubicación de rellenos sanitarios intermunicipales futuros en el Estado de México y estados aledaños” clave: SEMARNAT-2015-1-263315. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca. Número de Registro 03-2022-061709411900-1 ante INDAUTOR. <https://sigmirsu.toluca.tecnm.mx:8087/> (acceso 18/03/23).
- Martínez, M., N., 2016. Reingeniería del relleno sanitario de Zinacantepec con la revalorización de residuos sólidos urbanos. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias de Ingeniería Ambiental. Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico de Toluca. Estado de México, México. 144.
- Pérez, J. M., Piñar, A. M., & Wostarovsky, L. A., 2018. ¿Por qué Teocelo si pudo? Un análisis de los factores de éxito del Programa de gestión integral de residuos sólidos municipales desde la teoría del comportamiento planificado. Medio ambiente. 13(25), 22-38. <https://doi.org/10.28965/2018-25-09>
- SEMARNAT, 2022. Atlas Nacional de Residuos Sólidos Urbanos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/693803/125_2022_Atlas_Nacional_Residuos_Solidos.pdf (acceso 17/03/23).
- SEMARNAT, 1985. NMX-AA-061-1985. Protección al ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – determinación de la generación. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa061.pdf> (acceso 14/03/22).
- SEMARNAT, 1985. NMX-AA-022-1985. Protección al ambiente – contaminación del suelo – residuos sólidos municipales – determinación de la generación. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/NMX-AA-022-1985.pdf> (acceso 14/03/22).
- SEMARNAT, 1985. NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente- Contaminación del suelo- residuos sólidos municipales-peso volumétrico “in situ”. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa019.pdf> (acceso 14/03/23).
- SEMARNAT, 1985. NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente- contaminación del suelo- residuos sólidos municipales- muestreo- método de cuarteo. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa015.pdf> (acceso 14/03/23).

COMUNICACIÓN DE RIESGOS: MANEJO ADECUADO DE PLAGUICIDAS EN LA SUBCUENCA TECOLUTLA

Ordaz Guillén, María Yolanda Leonor ^{1*}; Domínguez León, Diana Ailed ²; Bernal Campos, Aurelio Amado ¹

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, México

² Instituto Politécnico Nacional, Centro Mexicano para la Producción más Limpia, México

*mordazg@ipn.mx

Resumen

En este trabajo se aborda la Comunicación de Riesgos como una herramienta para mejorar el manejo de los residuos de plaguicidas, en su aplicación y destino de envases vacíos. El diseño de la estrategia de comunicación de riesgos abarca cinco puntos, el diagnóstico, la planeación, la aplicación, el control y la evaluación. Inicia con una introducción al manejo de plaguicidas, así como las implicaciones positivas y negativas de dicha actividad. Factores como el manejo actual de dichas sustancias, la naturaleza de sus ingredientes, el destino final de sus residuos, entre otros, forman parte del contenido del material de difusión propio de la estrategia. Se ha llevado a cabo en dos etapas de trabajo: gabinete y campo. Para la evaluación del riesgo asociado a plaguicidas se consideró el depósito de estas sustancias en las matrices: suelo y agua. Derivado de las prácticas agrícolas de la zona y el carácter toxicológico de los plaguicidas más usados en la Subcuenca, se realizó el cálculo del factor de riesgo, un indicador adimensional del riesgo asociado a un contaminante bajo determinada vía de exposición. La audiencia focal son agricultores, usuarios directos de los plaguicidas. La base del mensaje se centra en los plaguicidas y su papel en la agricultura, características, manejo, ventajas y desventajas de su uso, posteriormente existe un desglose y énfasis en dos rubros: buenas prácticas agrícolas dirigido a los envases vacíos de plaguicidas y el riesgo asociado a plaguicidas residuales de glifosato, paraquat, 2,4-D y picloram en matrices ambientales.

Palabras clave: Toxicidad; salud ambiental; envases.

1. Introducción

La herramienta principal con la que cuentan los agricultores para la protección del ambiente, la salud de los trabajadores y familias, son las buenas prácticas agrícolas (BPA), pautas y requisitos aplicados durante la producción de alimentos, que permiten que las actividades agrícolas sean realizadas de manera segura y óptima (FAO, 2007). El manejo de sustancias químicas, en especial aquellas con peligrosidad alta, requiere de una capacitación básica por parte de los usuarios, para que, se reduzcan los riesgos asociados a su uso, esto destaca en actividades de agricultores, ya que estos utilizan sustancias caracterizadas por su peligrosidad, los plaguicidas.

El principal objetivo de estas sustancias es proteger los cultivos contra insectos, hongos, malezas y otras plagas que puedan dañarlos (OMS, 2016). En su mayoría pueden ser clasificados como sustancias químicas peligrosas, ya que cuentan con la capacidad para causar efectos adversos a la salud de un organismo vivo debido a la exposición de este con dichas sustancias en un tiempo corto y único o prolongado (Naciones Unidas, 2021). Los plaguicidas permiten alcanzar mayores rendimientos en los cultivos ya que eliminan las plagas que los afectan. Desde inicios del siglo XX estas sustancias han formado parte importante en la producción alimenticia convencional, sin embargo, existe evidencia de los efectos adversos de los plaguicidas en el ambiente desde los años 60.

Los daños que puede causar un plaguicida dependen de la naturaleza química de la sustancia y del manejo que se hace de la misma, por ejemplo, el depósito de plaguicidas residuales en matrices ambientales y un mal manejo de sus envases vacíos.

Debido a lo antes mencionado, esta investigación busca conocer si existen riesgos asociados al manejo de plaguicidas dentro del territorio de la Subcuenca Río Tecolutla, región hidrológica conformada por los municipios de Papantla, Gutiérrez Zamora y Tecolutla, en el estado de Veracruz, México (Díaz et al. 2010). Estos municipios destacan por su producción citrícola. La zona ha sido estudiada previamente por Morales (2016), Carrillo (2016), Rangel (2017) y Huerta (2019), dichos investigadores recabaron no solo evidencia de un uso intensivo de plaguicidas, además Morales (2016), Rangel (2017) y Huerta (2019) detectaron plaguicidas residuales en matrices ambientales, suelo y agua. Estas investigaciones indican que los plaguicidas más utilizados en la Subcuenca son el glifosato, 2,4-D y picloram, herbicidas sistémicos que se absorben por contacto; por ello son nuestro objeto de estudio para determinar los riesgos asociados al manejo de dichos plaguicidas, así como del paraquat, plaguicida de contacto cuyo uso aumento en años recientes dentro de la Subcuenca, la Tabla 1 muestra algunas de las características más importantes de dichas sustancias.

Tabla 1. Características de los plaguicidas más utilizados en la Subcuenca Río Tecolutla

	Características generales	Toxicidad	Ecotoxicidad
Glifosato	Efecto secante Provoca alteraciones en procesos metabólicos Tiempo de vida media: 7-142 días (agua)	Probable carcinogénico humano Disruptor endocrino Alteraciones reproductivas y de desarrollo Alteraciones nerviosas a animales y humanos Daños al ADN Desarrollo de enfermedades crónicas	Daños crónico y agudo a organismos no blanco Toxicidad acuática: daño a organismos acuáticos Alteraciones a organismos: nerviosas, reproductivas, actividad antimicrobiana
2,4-D	Provoca un crecimiento descontrolado de la plata Tiempo de vida media: 48 días	Teratógeno Inmuno supresivo Neurotóxico	Inhibidor de crecimiento de determinados tipos de alga Toxicidad aguda y crónica Tóxico para polinizadores Daño al medio ambiente acuático Su forma de ésteres es más tóxica que la de sales
Picloram	Efecto secante Provoca un crecimiento descontrolado de la planta Tiempo de vida media: 2.6 días (agua) 200-300 días (suelo)	Interferencia en la función celular Daños al sistema: endocrino, respiratorio inmunológico y reproductivo. Daño al hígado Toxicidad baja por exposición dermal Toxicidad alta por exposición oral	Contaminación: suelo y a cuerpos de agua Daño a plantas no blanco por medio de escorrentías Daño a vida acuática y moluscos
Paraquat	Efecto secante Desintegración de los tejidos Tiempo de vida media: 1000 días	Posible carcinogénico humano Daño pulmonar por inhalación Daño dermal por contacto Desarrollo de fibrosis pulmonar Degeneración y fibrosis muscular	Tóxico para mamíferos Inhibición del crecimiento de microorganismos y hongos Intoxicación por ingesta de alimentos contaminados

Fuente: EPA (1995), Bromilow et al. (2003), OMS (2003), Harikrishan et al. (2007), Dinis et al. (2008), Durkin (2011), Tayeb et al. (2011), FAO (2012), Santos et al. (2013), Annett et al. (2014), Bejarano (2017), Franco et al. (2019), Lemma et al. (2019), EPA (2021), Van Bruggen et al. (2018), Dragón (2018b), FAO (2021).

Por los riesgos asociados al destino de envases vacíos de plaguicidas (EVP), estos requieren de un plan de manejo, un instrumento que permite reducir la generación y elevar la valorización de residuos (Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos, 2003), los planes de manejo involucran a todos los actores que intervienen durante el proceso de comercialización de plaguicidas, desde los productores, distribuidores, el comprador y los encargados de la disposición final.

Una disposición adecuada de los EVP es esencial para prevenir daños al ambiente, Carrillo (2016), Morales (2016), Rangel (2017) y Juárez y Quiroz (2018), registraron que los EVP son incinerados, abandonados en campo, almacenados en los hogares, se desechan con los residuos sólidos urbanos y solamente en algunos casos se llevan a cabo el enjuague de estos. Por ello Juárez y Quiroz (2018) realizaron un plan de manejo para EVP de insecticidas, a fin de contar con una herramienta para promover el manejo apropiado de los mismos. En el caso particular de la quema de envases, existe un riesgo destacable ya que se pueden generar dioxinas y furanos, compuestos orgánicos persistentes (COP) de alta toxicidad (Naciones Unidas, 2016; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente et al 1996).

Las prácticas agrícolas en el manejo de plaguicidas son un factor determinante de los efectos que pueden causar al ambiente y a las personas, debido a ello la información y preparación de los usuarios principales (agricultores) colaboran para hacer una diferencia importante en la minimización de los riesgos. Bajo el marco anterior, una herramienta que encamina el cumplimiento de las BPA en el manejo de plaguicidas es la Comunicación de Riesgos (CR), un intercambio de información entre distintos actores relacionados a un riesgo, cuyo objetivo es que toda persona expuesta a este pueda tomar decisiones informadas para mitigar los efectos de dicha amenaza (Organización Panamericana de la Salud, 2020).

La comunicación de riesgos requiere de estrategias que permitan llevar la información a la audiencia blanco, con el fin de lograr un cambio en la población con referencia al riesgo, por ello la implementación de esta se compone de las siguientes etapas:

- *Diagnóstico* -Fase de identificación y cuantificación del riesgo
- *Planeación*- Detección de la población blanco, elaboración de los instrumentos de trabajo, determinación del periodo de aplicación, establecimiento de metas
- *Aplicación*- Trabajo con la población (enseñanza, motivación, información, discusión)
- *Control*- Seguimiento o monitoreo de la CR
- *Evaluación* - Análisis de los resultados arrojados y ajustes a la estrategia

Al considerar lo anterior, este trabajo busca identificar si una estrategia de CR es una herramienta adecuada para concientizar, informar y sensibilizar a la población de la Subcuenca, para ello se determina si existe un riesgo asociado al manejo de plaguicidas, mediante la evaluación a dos riesgos, el depósito de estos en matrices suelo y agua; y el destino final de sus envases vacíos, para así diseñar una estrategia de CR que fomente el cumplimiento de las BPA en la Subcuenca.

2. Metodología

La investigación es mixta con un diseño exploratorio, el tamaño de muestra finita se estableció en 23 puntos que consideraron evidencia de la presencia de plaguicidas residuales en las matrices suelo y agua en terrenos agrícolas. Se diseñaron y aplicaron encuestas durante dos salidas de campo durante el año 2021. Las encuestas fueron bajo un formato de cuestionario de opción múltiple.

Los plaguicidas de interés son el glifosato, 2,4-D, picloram y paraquat, este último se consideró ya que la encuesta diagnóstica del 2020 indicó un aumento en su uso. Se buscó la presencia de estos plaguicidas en muestras de suelo y agua, para ello se aplicó el tren de análisis mostrado en la Fig 1. Las concentraciones de los plaguicidas residuales se detectaron por Cromatografía Líquida de Alta Eficacia (HPLC), con un cromatógrafo de líquidos Agilent Technologies 1260 infinity, con detector DAD de arreglo de diodos.

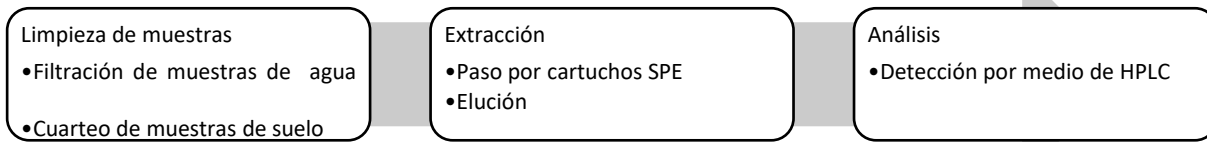


Figura 1. Tren de análisis de las muestras las ambientales

Fuente: Elaborado con información de trabajo de laboratorio 2022.

El cálculo del riesgo asociado a plaguicidas residuales en suelo y agua se realizó a partir de un Factor de Riesgo (FR) que toma de las concentraciones de los plaguicidas residuales. El FR es la relación entre la dosis del contaminante estudiado y su dosis de referencia para el contaminante y vía de exposición (RfD), concentraciones en las cuales la sustancia química no representa un riesgo al ser humano por el consumo de esta (Ingeoexpert, 2021). Se parte del cálculo de una dosis estimada de la ingesta de las matrices ambientales estudiadas (Ecuación 1). Después se determinó el valor del Factor de Riesgo para cada uno de los puntos de interés, por sustancia detectada (Ecuación 2) y al final se realizó la suma de cada Factor de Riesgo (Ecuación 3) por comunidad. Para los cálculos se utilizan los valores de referencia de la Tabla 2.

$$\text{Dosis} = \frac{CC \times Id_n}{W_n} \quad (1)$$

CC= Concentración del contaminante ($\mu\text{g/l}$ o $\mu\text{g/g}$)

Id_n = Ingesta diaria o tasa de exposición (l/día o g/día), para adultos y/o niños

W_n = Peso promedio del individuo (adulto o niño)

$$\text{FR} = \frac{D}{\text{RfD}} \leq 1 \quad (2)$$

FR= Factor de Riesgo

RfD= Dosis de referencia para el contaminante y vía de exposición

D= Dosis

$$\text{FR}_{\text{total}} = \sum \frac{D}{\text{RfD}} \leq 1 \quad (3)$$

Tabla 2. Valores de referencia para el cálculo del riesgo asociado a contaminantes (México)

Dato	Valor
Ingesta diaria promedio de agua (Id_n) (máximos) (l/día) (adultos)	2.5
Ingesta diaria promedio de suelo (Id_n) (máximos) (mg/día) (adultos)	100
Peso promedio de un adulto (kilos) (W_n)	73.5
Ingesta diaria promedio de agua (Id_n) (l/día) (niños 4-13 años)	2.1
Ingesta diaria promedio de suelo (Id_n) (mg/día) (niños 4-13 años)	200
Peso promedio de un niño (6-12 años) (kilos) (W_n)	27.4

Fuente: Uribe et al. (2018), Ferreira et al. (2020), IMSS (2013), INGEOEXPERT (2021).

3. Resultados

3.1 Plaguicidas y prácticas agrícolas

Los plaguicidas más utilizados en la Subcuenca son el glifosato, paraquat, 2,4-D y picloram, a excepción del paraquat, el uso de estas sustancias coincide con las investigaciones de Carrillo (2016), Morales (2016), Rangel (2017) y Huerta (2019). El paraquat tuvo una mayor relevancia a partir de la eliminación gradual del Glifosato a finales de 2020 (Secretaría de Gobernación, 2020). Los agricultores reemplazaron de dicha sustancia con el paraquat, plaguicida de contacto, secante y con un tiempo de vida media de 1000 días. Sus

efectos más comunes son intoxicaciones agudas y crónicas, así como daño al medio como inhibidor de crecimiento de la flora (Dragón, 2018).

Tabla 3 Factores de riesgo de plaguicidas por ingesta de agua contaminada por glifosato, paraquat, 2,4-D y picloram en la Subcuenca Río Tecolutla, Veracruz (valores máximos y mínimos) (2021).

Matriz	Agua				Suelo			
	Seca		Lluvia		Seca		Lluvia	
Temporada								
Población	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños
Factor de riesgo	0 -- 6.5	0 -- 17.4	0 -- 9	0 -- 24	0 -- 6E-5	0 -- 2E-4	0 -- 1E-4	0 -- 4E-4

Fuente: Elaborado con información de trabajo de campo 2021.

3.1.1 Factores de riesgo

Los FR calculados (Tabla 3), consideran dos poblaciones en riesgo, niños y adultos en las comunidades estudiadas en la Subcuenca. Se detectó que los FR para agua superan los valores de referencia. En la temporada de estiaje destaca la comunidad Carrillo Puerto, donde la muestra proviene de un pozo con proximidad a los asentamientos rurales y en la temporada de lluvia la comunidad del Ojite tiene valores de FR incluso mayores a los de Carrillo Puerto, con las mismas características de proximidad a los asentamientos rurales, esto representa para la población un riesgo alto por el consumo de agua contaminada. Los FR del suelo tienen valores ínfimos en relación con la referencia y con los FR de la matriz agua lo cual indica que no hay riesgo de consideración por el consumo de suelo contaminado.

3.1.2 Uso de equipo de protección personal

Se analizó el uso del equipo de protección personal (EPP), cuyo objetivo es cuidar a los agricultores de los efectos de los plaguicidas, solo cinco comunidades cumplen con el uso del EPP completo, elementos enlistados en la Fig 2, la cual muestra la frecuencia con la que se utilizan dichos elementos. Debido a esto, existe un área de oportunidad que se incluye en la estrategia de CR.

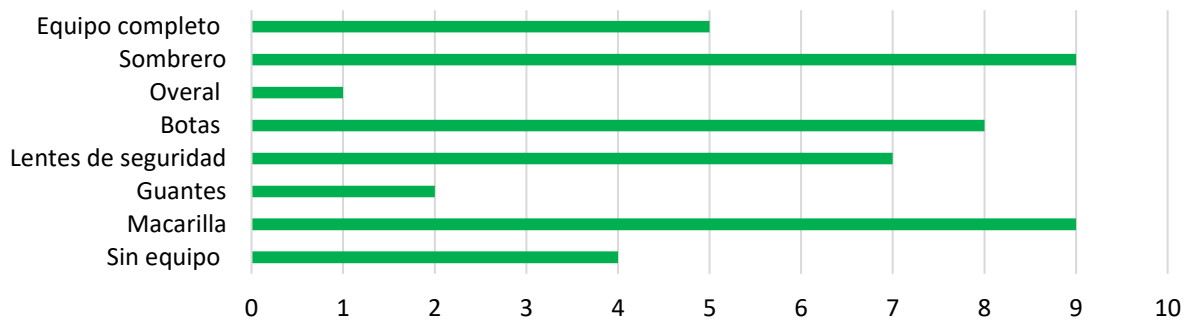


Figura 2. Frecuencia del uso del equipo de protección personal en la Subcuenca

Fuente: Elaborado con información de trabajo de campo 2021.

3.1.3 Manejo de envases vacíos de plaguicidas

Para evitar que residuos peligrosos sean vertidos al ambiente, se estudiaron las actividades de desecho de los EVP (Fig 3). El 56 % de los agricultores realizan el triple lavado. Sin embargo, la actividad más recurrente es la quema de los envases, lo que supone la liberación de dioxinas y furanos al ambiente, además el abandono en campo y almacenamiento en el hogar indica un riesgo al ambiente y a la salud de los agricultores y sus familias. Por lo cual se incluye en la estrategia de CR.

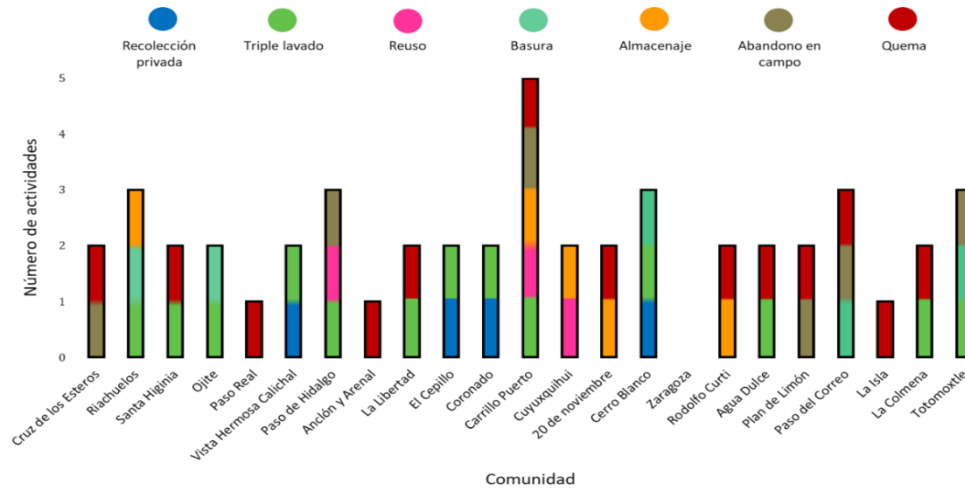


Figura 3. Actividades de destino de los envases vacíos de plaguicidas

Fuente: Elaborado con información de trabajo de campo 2021.

3.1.4 Estrategia de comunicación de riesgos en la Subcuenca Río Tecolutla

Los riesgos identificados en la Subcuenca están asociados a los plaguicidas que se utilizan y al manejo que los agricultores les dan a estos insumos, por ello la aplicación de una estrategia de CR es una opción viable para mitigar los efectos derivados de los plaguicidas. La estrategia cuenta con distintos instrumentos para informar y sensibilizar a los agricultores, estos incluyen trípticos, folletos y carteles como material de apoyo para distribución, un ejemplo de esto se observa en la Fig 4. Además, se impartirá un taller informativo dentro del municipio de Papantla. La implementación de la estrategia CR cubrirá un periodo de dos años, por ello el estudio del alcance de esta, se dará en futuras publicaciones.



Figura 4. Infografías para la estrategia de comunicación de riesgos

Fuente: Elaborado con información de trabajo de campo 2021 y con la colaboración de los estudiantes de Servicio Social Mauricio Santiago Martin y Andrea Hernández García (2022).

4. Conclusiones

De acuerdo con el análisis realizado se considera que la comunicación de riesgos puede promover el manejo adecuado de plaguicidas en la Subcuenca Tecolutla. La estrategia de comunicación de riesgos propuesta es

una herramienta apropiada para mitigar el depósito de plaguicidas en matrices ambientales derivado del incumplimiento de las buenas prácticas agrícolas. Se observa que los agricultores de la zona no han recibido una capacitación apropiada para el manejo de plaguicidas, por los menos desde el 2016, año en el que se iniciaron los estudios citados.

Los factores de riesgo presentes en agua y suelo indican un probable riesgo a la salud y al ambiente por los plaguicidas utilizados en la zona de estudio, y gracias a estos se pudo enfocar la estrategia de comunicación de riesgo. Este estudio es un antecedente para reforzar la implementación de estrategias de comunicación de riesgos, sea en casos similares o con otro enfoque relacionado a plaguicidas.

Referencias

- Amocali, A.C., 2022 Campo Limpio. <https://campolimpio.org.mx/actividades/blog/270-amhpac-y-Amocali-a-c-firman-convenio-de-colaboracion> (acceso 16/06/22)
- Annett, R., Habibi, H., Hontela, A., 2014 Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *J. Appl. Toxicol.* 34, 458–79. doi:10.1002/jat.2997
- Bejarano, F., 2017 Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México. RAPAM en México, A. C.
- Bromilow, R. (2003) Paraquat and sustainable agriculture. *Pest Manag Sci* 60:340–349. DOI: 10.1002/ps.823
- Carrillo, C., 2016 Uso de herbicidas y su distribución espacial en la Subcuenca Rio Tecolutla. municipios: Tecolutla, Gutiérrez Zamora y Papantla. [Tesis de Maestría. CIIEMAD, IPN].
- Díaz, D., Perez, J., Salas, M. 2010 Hidrología [Archivo PDF]. <https://cdigital.uv.mx/handle/123456789/9650> (acceso 30/05/22)
- Dinis, R., Duarte, J., Sánchez, A., 2008 Poisonings: Mechanisms of Lung Toxicity, Clinical Features, and Treatment. *Critical Reviews in Toxicology*. DOI: 10.1080/10408440701669959
- Dragón, 2018a Hoja de datos de seguridad Dragocson: Paraquat [Archivo PDF]. https://www.dragon.com.mx/wp-content/uploads/2019/06/HDS_Dragocson-convertido.pdf (acceso 25/05/22)
- Dragón, 2018b Hoja de datos de seguridad LAFAM [Archivo PDF]. https://www.dragon.com.mx/wp-content/uploads/2019/06/HDS_LAFAM_ANSA-convertido.pdf (acceso 19/05/22)
- Durkin, P., 2011 Picloram: Human Health and Ecological Risk Assessment. https://www.fs.fed.us/foresthealth/pesticide/pdfs/Picloram_SERA_TR-052-27-03a.pdf
- Ferreira, A., Roy, I., Rivas, R., Palacios, J., Mercado, M., Talavera, J., 2020 Progresión de talla y peso en niños y niñas entre 6 y 12 años y su diferencia con las tablas de Ramos Galván 40 años después. *Gaceta médica de México*, 156 2, 118-124. Epub 26 de mayo de 2021. <https://doi.org/10.24875/gmm.19005463>
- Franco, G., Bracht, L., Valderrama, A., Comar, J., Peralta, R., Bracht, F., Bracht, A., 2019 Kinetics of the metabolic effects, distribution spaces and lipid-bilayer affinities of the organo-chlorinated herbicides 2,4-D and picloram in the liver. *Toxicology Letters* 313 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2019.06.008>
- Harikrishan, V., Usha, S., 2007. 2,4-D Respuestas a preguntas frecuentes. Razones para su prohibición mundial. México.
- Huerta, V. 2019 Determinación de 2,4-D, Glifosato y Picloram para el análisis del comportamiento ambiental y posibles efectos al manglar de Tecolutla, Veracruz. Caso de estudio: Estero La Victoria [Tesis de Licenciatura, ENCB, IPN].
- INGEOEXPERT (2021) Curso de Análisis cuantitativo de riesgos ambientales

- Instituto Mexicano del Seguro Social, 2013. ¿Cuánta agua debo tomar? [Http://Www.Imss.Gob.Mx/Salud-En-Linea/Infografias/Cuanta-Agua-Tomar](http://www.imss.gob.mx/salud-en-linea/infografias/cuanta-agua-tomar) (acceso 26/06/2022)
- Juárez, M., Quiroz, L., 2018 Plan de manejo de envases de insecticidas provenientes de las actividades agrícolas de la Subcuenca del Río Tecolutla [Proyecto de Investigación. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, CIIEMAD, IPN]
- Lemma, T., Marques, G., Oliveira, O., Constantino, C., 2019 The pesticide picloram affects biomembrane models made with Langmuir monolayers. *Colloids and Surfaces*.
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, 8 de octubre de 2003.
- Morales, A., 2016 Análisis del comportamiento ambiental de los herbicidas de mayor uso en la Subcuenca Río Tecolutla, Veracruz. [Tesis de Maestría. CIIEMAD, IPN]
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO, 2007 Manual de Buenas Prácticas Agrícolas para el Productor Hortofrutícola. <https://www.fao.org/3/as171s/as171s.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO, 2012 Specifications and evaluations for agricultural pesticides: PICLORAM [Archivo PDF]. https://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Specs/Picloram_2012.pdf
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO (2021) FAO specifications and evaluations for agricultural pesticides: Paraquat [Archivo PDF]. <https://www.fao.org/3/ca9629en/ca9629en.pdf>
- Organización Mundial de la Salud, 4 de octubre de 2016. Las dioxinas y sus efectos en la salud humana. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health>
- Organización Mundial de la Salud, OMS 2003 2,4-D in Drinking - water. https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/24D.pdf
- Organización Panamericana de la Salud, 2020 Risk Communication: Frequently Asked Questions. https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=11400:la-comunicacion-de-riesgo-preguntas-frecuentes&Itemid=41610&lang=en
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Organización Mundial de la Salud, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 1996. Eliminación de Grandes Cantidades de Plaguicidas en Desuso en los Países en Desarrollo – Colección FAO: Eliminación de Plaguicidas. <http://www.fao.org/3/w1604s/w1604s00.htm#Contents>
- Rangel, P., 2017 Determinación de herbicidas en las matrices ambientales: suelo y agua, en Papantla, Veracruz [Tesis de Maestría. CIIEMAD, IPN].
- Santos M., Schaule, G., Alves, A., Madeira, L. (2013) Adsorption of Paraquat herbicide on deposits from drinking water networks *Chemical Engineering Journal* 229 (2013) 324–333
- Secretaría de Gobernación diciembre 2020 DECRETO por el que se establecen las acciones que deberán realizar las dependencias y entidades que integran la Administración Pública Federal..., https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609365&fecha=31/12/2020#gsc.tab=0 (acceso 18/02/2022).
- Tayeb, W., Chaieb, I., Hammami, M., 2011 Environmental fate and effects of 2,4-Dichlorophenoxyacetic herbicide, en: Piotrowski, K. Ed., *Herbicides: Properties, Crop Protection and Environmental Hazards*. Nova Science Publishers, Nueva York, pp. 161–187.

U.S. EPA 1995 Red Facts Picloram [Archivo PDF].
https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-005101_1-Aug-95.pdf

U.S. EPA, 2021 IRIS Assessments. https://iris.epa.gov/AtoZ/?list_type=alpha

Uribe, R., Jiménez, A., Morales, M., Salazar, A., Shamah, T., 2018 Percepción del peso corporal y de la probabilidad de desarrollar obesidad en adultos mexicanos. *Salud Publica Mex* 2018; 60:254-262.
<https://doi.org/10.21149/8822>

Van Bruggen, A., He, M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K., Finckh, M., Morris, J., 2018 Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. *Science of the Total Environment* 255–268

ANÁLISIS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LOS PLANES DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN MUNICIPIOS MENORES DE 100000 HABITANTES DE LA REGIÓN CARIBE COLOMBIANA

Eljaiek Urzola, Monica^{1*}; Quiñones Bolaños, Edgar¹; Montero Acosta, Michelle¹

¹Grupo de Investigación Modelación Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, Colombia

*meljaieku@unicartagena.edu.co

Resumen

En Colombia, cada municipio formula y adopta su propio Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) de acuerdo a sus necesidades. En este sentido, se llevó a cabo un estudio con el objetivo de analizar el nivel de implementación de los PGIRS en nueve municipios de la región Caribe Colombiana específicamente ecorregión Canal del Dique, con poblaciones entre 5000 y 100000 habitantes, identificando las principales debilidades en la gestión de residuos. Se encontró que ningún municipio ha logrado cumplir el 50% de las actividades programadas. Además, se observó que siete de los nueve municipios tienen una cobertura de recolección de residuos entre el 70% y el 90% en la zona urbana, y todos cuentan con rellenos sanitarios como sistema de disposición de residuos. También se evidenció una alta cantidad de residuos orgánicos, que podrían ser aprovechados para la generación de compost o biogás. Sin embargo, se identificaron varias dificultades en la gestión de residuos sólidos, como la falta de capacitación, educación y cultura ciudadana, la limitada supervisión por parte de las autoridades ambientales, las deficiencias en los servicios de recolección, transporte, barrido y disposición de residuos sólidos en la zona rural, y la baja tasa de aprovechamiento de residuos. En conclusión, se evidencia la necesidad de mejorar la implementación de los PGIRS en estos municipios y de abordar las principales debilidades identificadas para lograr una gestión eficiente y sostenible de los residuos sólidos en la región Caribe Colombiana.

Palabras clave: Residuos, gestión, seguimiento.

1. Introducción

La protección ambiental es crucial para evitar la contaminación y preservar la biodiversidad, especialmente en América Latina y el Caribe, donde el manejo de residuos sólidos es un gran desafío debido a los altos volúmenes generados. Para una gestión adecuada de residuos sólidos, se requiere una planificación financiera, municipal y descentralizada, la colaboración del sector privado y la atención a las causas de la contaminación y la pobreza en áreas marginadas. La implementación de planes o proyectos de gestión de residuos debe contar con lineamientos claros.

Durante el 2021 en Colombia se generaron alrededor de 11,6 millones de toneladas de residuos sólidos, pero lamentablemente solo el 17% de estos residuos fueron reciclados, lo que representa una cifra muy baja en comparación con los países de la Unión Europea (Guete Cerpa et al., 2021). Es necesario tener en cuenta que en este mismo año se identificaron 281 sitios de disposición final en Colombia, que incluyen rellenos sanitarios, botaderos a cielo abierto y celdas transitorias (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2023). Por consiguiente, es crucial implementar políticas y normas que permitan una gestión integral adecuada de los residuos sólidos y que se cumplan rigurosamente para garantizar su correcta disposición y proteger el medio ambiente. La Gestión Integral de Residuos Sólidos (GIRS) se refiere al conjunto de operaciones y disposiciones orientadas a dar a los residuos producidos el destino más adecuado desde el punto de vista ambiental, y su implementación debe ser una prioridad para mejorar la situación actual.

A pesar de que el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) en Colombia ha sido un importante avance en la gestión de residuos sólidos, la falta de seguimiento y monitoreo constante por parte de las autoridades y la falta de recursos en muchos municipios para implementar las estrategias definidas en los planes siguen siendo un problema. En particular, en el departamento de Bolívar, la generación de residuos sólidos es alta (sexto puesto en el país con 1.716,53 ton/día para el 2021) y muchos municipios presentan fallas en la recolección y el reciclaje (Guete Cerpa et al., 2021). Por lo tanto, es fundamental fortalecer la capacidad de los municipios para gestionar adecuadamente los residuos sólidos y garantizar el cumplimiento de las normas ambientales. Esto contempla la implementación efectiva de los planes de gestión, la participación activa de todos los actores involucrados, y la asignación adecuada de recursos y capacidades técnicas y financieras.

Por otro lado, la Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique (CARDIQUE) es una entidad ambiental que tiene como objetivo proteger y promover el medio ambiente en el departamento de Bolívar, asegurando el desarrollo sostenible de la región y el bienestar de sus habitantes (Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique, 2017). Además, CARDIQUE tiene una función importante en la implementación y supervisión de los PGIRS en su jurisdicción. Estos planes son herramientas esenciales para una gestión adecuada de los residuos sólidos, y CARDIQUE tiene la responsabilidad de coordinar y supervisar su elaboración y ejecución. De acuerdo a lo anterior, el objetivo de la investigación fue analizar la implementación de los PGIRS de municipios que pertenecen a la ecorregión Canal del Dique, con poblaciones entre 5000 y 100000 habitantes, del departamento de Bolívar basados en los informes de seguimiento realizados por CARDIQUE en los años 2019 y 2021.

2. Metodología

La investigación consistió en realizar un análisis comparativo sobre la implementación y seguimiento de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) en municipios de la ecorregión del Canal del Dique, en el Departamento de Bolívar, con poblaciones entre 5000 y 100000 habitantes. Para ello, se utilizaron como fuentes de información los PGIRS de cada municipio y los informes presentados por CARDIQUE en 2019 y 2021.

2.1 Recopilación de información de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos del departamento de Bolívar: municipios de la ecorregión canal del dique.

En Colombia, el departamento de Bolívar se extiende por una superficie de 25.978 km², lo que equivale al 2,28% del territorio nacional, y cuenta con una población de 2.084.376 habitantes (Asamblea del Departamento de Bolívar, 2023). En el año 2016 se registró una producción de 512.447,10 toneladas/año de residuos sólidos (Superintendencia de servicios públicos domiciliarios, 2016) y 20 sitios de disposición, cifra que en 2018 aumentó a 667.001 ton/año con solo 24 sitios autorizados para su disposición final en el 52% de sus municipios (Márquez, 2019). El departamento se divide en 46 municipios y 348 corregimientos, y posee una gran biodiversidad y bellezas naturales. El clima de la región es tropical, con una temperatura media que oscila entre los 26°C y los 30°C, y su topografía se compone de zonas bajas, pantanosas y onduladas. Es importante mencionar que, según la Jurisdicción de CARDIQUE, el departamento de Bolívar se divide en tres ecorregiones: la ecorregión Zona Costera y Ciénaga de la Virgen, la ecorregión Canal del Dique y la ecorregión Montes de María.

La ecorregión Canal del Dique es una zona de gran importancia en Colombia, tanto desde el punto de vista ecológico como económico, debido a que es una de las principales vías fluviales de la región Caribe y alberga una diversidad de especies animales y vegetales. Sin embargo, esta región también enfrenta desafíos en cuanto a la gestión de los residuos sólidos y la preservación del medio ambiente. La ecorregión Canal del Dique está conformada por los municipios de Turbaná, Soplaviento, San Estanislao de Kostka, San Cristóbal, María La Baja, Mahates, Calamar, Arroyo Hondo y Arjona.

Inicialmente, se realizó una solicitud a las autoridades correspondientes de los municipios que conforman la ecorregión del Canal del Dique para obtener los últimos Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) formulados. Se encontraron documentos con horizontes de planeación a 12 años, comprendidos entre los años 2016 y 2021 (véase Tabla 1).

Tabla 1. PGIRS analizados de los municipios que integran la ecorregión del Canal del Dique.

Municipio	Documento	Año	Referencia
Turbaná	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2017	(Aguaseo Total SAS ESP, 2016a)
Soplaviento	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2016	(Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016a)
San Estanislao de Kostka	Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2019	(Consortio Aseo SEK, 2016)
San Cristóbal	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2016	(Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016b)
María La Baja	Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2021	(Alcaldía Municipal de Marialabaja, 2021)
Mahates	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2019	(Consultores Zamora & Zamora Ltda., 2016)
Calamar	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2017	(Aguaseo Total SAS ESP, 2016b)
Arroyo Hondo	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2016	(Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016c)
Arjona	Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos	2016	(Alcaldía Municipal de Arjona, 2016)

2.2 Seguimiento de la Implementación de los Planes de gestión integral de residuos sólidos en la Ecorregión Canal del Dique, Bolívar realizada por CARDIQUE.

En los años 2019 y 2021 CARDIQUE fue la encargada de revisar el avance de ejecución de los PGIRS en los diferentes municipios del Departamento de Bolívar, en este sentido realizó dos informes finales cuyo objeto fue “Asesoría a entes territoriales de la jurisdicción en la aplicación de la normatividad ambiental vigente relacionada con la gestión integral de residuos sólidos” (Guete Cerpa et al., 2021; Guete et al., 2019). Entre los cuales tuvo como actividad el proceso de revisión del estado actual de los Planes de Gestión de Residuos Sólidos de los diferentes municipios de la Ecorregión Canal del Dique.

2.3 Principales actividades a mejorar en el proceso de Implementación de los PGIRS en la Ecorregión Canal del Dique, Bolívar

Basados en la evaluación de seguimiento realizada por CARDIQUE, se identificaron las principales actividades en común que se deben adelantar para avanzar en el desarrollo de los diferentes PGIRS, por lo que se realizó una matriz en el que mostrara que municipios deben trabajar en esa actividad.

3 Resultados y discusión

3.1 Estado inicial de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos del departamento de Bolívar: municipios de la ecorregión canal del dique.

Después de revisar los documentos de la Tabla 1, se procedió a realizar una síntesis comparativa de los aspectos correspondientes al estado inicial antes de la implementación de los PGIRS de cada municipio, entre los que se pudieron encontrar:

Tabla 2. Aspectos -Generación de residuos solidos

Municipio	Cantidad de residuos generados (Ton/mes)	PPC (Kg/hab.día)	Usuarios del servicio público de aseo
Turbaná	170	0,48	2460
Soplaviento	216,11	0,45	1934

Municipio	Cantidad de residuos generados (Ton/mes)	PPC (Kg/hab.día)	Usuarios del servicio público de aseo
San Estanislao de Kostka	161,7	0,45	1300
San Cristóbal	415,51	0,28	1514
María La Baja	230	0,32	4569
Mahates	104,6	0,37	2135
Calamar	197	0,44	2567
Arroyo Hondo	743,4	0,45	NP
Arjona	800	0,46	11217

Nota: NP, No proporciona dato. PPC, producción per cápita de residuos sólidos.

Al observar los datos proporcionados Tabla 2, se puede notar que hay una gran variabilidad en la cantidad de residuos generados por cada municipio. El municipio de Arjona es el que genera la mayor cantidad de residuos y tiene mayor cantidad de usuarios, con 800 toneladas/mes y 11.217 habitantes. Por otro lado, el municipio de Mahates es el que genera la menor cantidad de residuos, con un total de 104,6 toneladas; pero no tiene la menor cantidad de usuarios. El PPC también varía entre los municipios, siendo San Cristóbal el que presenta el valor más bajo con 0,28 Kg/hab. día y Turbaná el que presenta el valor más alto con 0,48 Kg/hab. día.

Tabla 3. Aspecto - Recolección, Transporte y Transferencia

Municipio	Cobertura de recolección (%)	Frecuencia de recolección de área urbana (veces /semana)	Puntos críticos
Turbaná	95	3	11
Soplaviento	100	2	16
San Estanislao de Kostka	NP	0	11
San Cristóbal	100	2	NP
María La Baja	100	3	3
Mahates	70	3	4
Calamar	95	3	9
Arroyo Hondo	100	2	11
Arjona	90	3	10

Nota: NP, No presenta. Puntos críticos, botaderos.

El análisis de los resultados de la Tabla 3 muestra que en general, la mayoría de los municipios evaluados tienen una buena cobertura y frecuencia de recolección de residuos. Sin embargo, hay algunas excepciones, como San Estanislao de Kostka, donde no presenta reporte de residuos, y Mahates, donde la cobertura de recolección es 70 %.

Tabla 4. Aspecto – Aprovechamiento y disposición Final

Municipio	Bodegas, centros de acopio	Recicladores de oficio informales	Residuos sólidos dispuestos en un sitio de disposición final % en peso	Lixiviados vertidos m ³ /mes	Volumen Lixiviados Tratados m ³ /mes	Manejo de gases
Turbaná	0	0	100	1400	0	Quema
Soplaviento	0	0	0	ND	ND	No se Presta
San Estanislao de Kostka	0	0	NA	NA	NA	NA
San Cristóbal	0	15	97	ND	ND	No se Presta
María La Baja	1	1	100	ND	ND	ND
Mahates	0	18	100	1400	3706	Chimenea
Calamar	0	0	95	0	0	Desfogue
Arroyo Hondo	0	0	97	ND	ND	No se Presta
Arjona	6	11	100	2592	0	Quema

Nota: NP, No presenta. NA, No aplica

La falta de capacidad de almacenamiento y procesamiento de residuos en la mayoría de los municipios es evidente, ya que carecen de instalaciones de bodegas y/o centros de acopio; solo María La Baja y Arjona se destacan por tener estas infraestructuras. En cuanto al reciclaje, algunos municipios como Mahates, San Cristóbal, Arjona y María La Baja han registrado la presencia de recicladores de oficio informales en sus respectivos PGIRS. A pesar de esto, todos los municipios presentan un alto porcentaje de residuos sólidos dispuestos en sitios de disposición final, lo cual refleja una falta de prácticas de reciclaje y reutilización.

En términos de la disposición final, se observa que la mayoría de los municipios utilizan la quema como método de manejo de los residuos. Solo Calamar informa que los residuos se desfogan, lo que puede tener consecuencias negativas para el medio ambiente. Además, los municipios de Mahates, Turbaná y Arjona informan el vertimiento de lixiviados en grandes cantidades. No obstante, en María la Baja se indica el tratado de Lixiviados.

A partir de los resultados mencionados, se realizó la Figura 1 para relacionar los puntos críticos encontrados en los diferentes municipios y los usuarios a los que se les prestan del servicio. Cabe resaltar que para Arroyo Hondo no se tiene el dato de usuarios que prestan el servicio y el municipio de San Cristóbal no reportan los puntos críticos en el PGIRS.

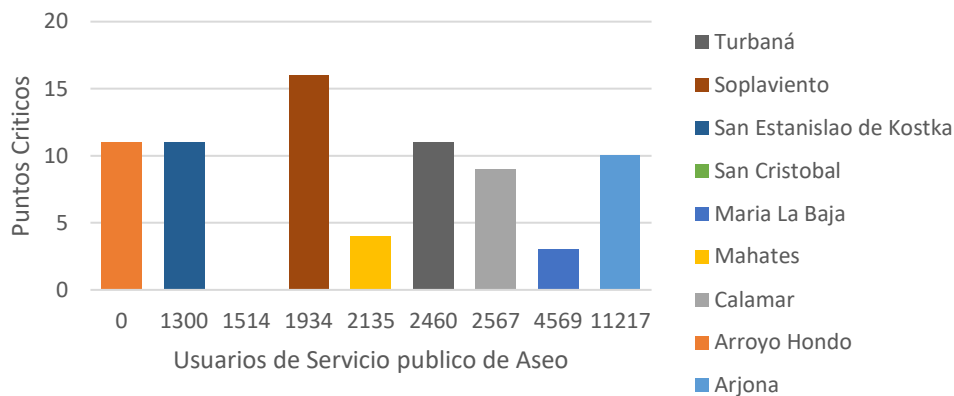


Figura 1. Puntos críticos vs Usuarios del servicio.

De acuerdo a los datos proporcionados, se puede observar que los municipios de María La Baja y Arjona tienen la mayor cantidad de usuarios del servicio público de aseo, con 4569 y 11217 usuarios respectivamente. Mientras que los municipios de San Cristóbal y Arroyo Hondo algunos de sus datos no están disponibles.

Además, se puede observar que no hay una relación clara entre la cantidad de puntos críticos y la cantidad de usuarios del servicio público de aseo en los municipios. Por ejemplo, el municipio de Soplaviento tiene mayor número de puntos críticos que el municipio de María La Baja, pero menos usuarios de servicio público de aseo. Por otro lado, el municipio de Turbaná tiene 11 puntos críticos al igual que San Estanislao, pero la cantidad de usuarios del servicio público de aseo es mayor en Turbaná.

3.2 Evaluación de la Implementación de los Planes de gestión integral de residuos sólidos en la Ecorregión Canal del Dique, Bolívar realizada por CARDIQUE.

En los años 2019 y 2021 CARDIQUE fue la encargada de revisar el avance de ejecución de los PGIRS en los diferentes municipios del Departamento de Bolívar, en este sentido realizó dos informes finales cuyo objeto fue "Asesoría a entes territoriales de la jurisdicción en la aplicación de la normatividad ambiental vigente relacionada con la gestión integral de residuos sólidos". Entre los cuales tuvo como actividad el proceso de revisión del estado actual de los Planes de Gestión de Residuos Sólidos de los diferentes municipios de la Ecorregión Canal del Dique.

De acuerdo a la evaluación, los municipios presentaron debilidades en común en relación a la gestión integral de residuos sólidos, las cuales incluyen una baja cobertura del servicio de aseo en áreas rurales, la necesidad de implementar medidas de prevención y reducción de residuos y la aplicación de estrategias

que permitan integrar el PGIRS con los principios de la economía circular. Además, se observó un bajo índice de reportes anuales sobre la implementación del PGIRS ante el Sistema Único de Información (SUI) y/o la autoridad ambiental, así como una falta de seguimiento a los indicadores y metas establecidos. Aunque se ha adoptado un comparendo, no se ha implementado o no se tiene evidencia de su implementación. Asimismo, en varios municipios no se han actualizado ni ajustado el PGIRS a la Resolución 754 de 2014, ni se han adoptado mediante un acto administrativo expedido por el alcalde municipal. Por último, no se ofrece el servicio de recolección de residuos aprovechables por parte de recicladores formalizados en ninguno de los municipios evaluados.

Por otro lado, se vieron diferencias de resultados en cuanto a la oferta de materiales aprovechables, es decir; algunos presentaron la generación mensual y caracterización de residuos aprovechables con el propósito de establecer las cantidades por tipo de material que se generaban, mientras que otros no presentaron información. Aparte se revisó el censo de recicladores de acuerdo a lo establecido en la Resolución 0754 de 2014 que adopta la metodología para la formulación, implementación, evaluación, seguimiento, control y actualización de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos – PGIRS; (Véase *Tabla 5*).

Tabla 5. Evaluación de la implementación de oferta de materiales y censo de Recicladores.

Municipio	Oferta de materiales aprovechables	Censo de recicladores
Turbaná	SI	SI
Soplaviento	No	No
San Estanislao de Kostka	SI	No
San Cristóbal	SI	No
María La Baja	No	No
Mahates	No	No
Calamar	SI	SI
Arroyo Hondo	No	SI
Arjona	SI	SI

Además, CARDIQUE evidencio en sus informes el estado actual de los PGIRS por cada municipio, sin embargo, solo se encontraron 4 municipios con porcentajes de avances, véase *Figura 2*.

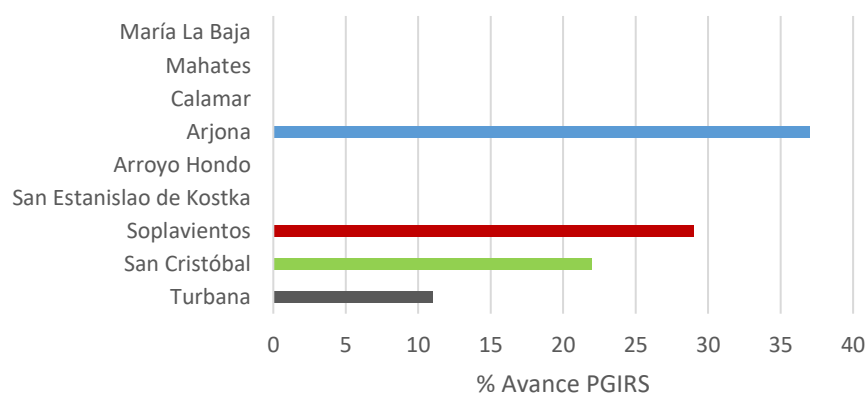


Figura 2. Porcentaje de avance en la implementación de los PGIRS por municipio.

En *Figura 2*, se puede observar que los municipios de San Cristóbal, Soplaviento y Arjona tienen los mayores porcentajes de avance en sus PGIRS, con 22%, 29% y 37% respectivamente. Mientras tanto, los municipios de San Estanislao de Kostka, Arroyo Hondo, Calamar, Mahates y María La Baja tienen un avance del 0% en

sus PGIRS. Es importante destacar que se indica que la razón por la cual estos municipios tienen 0% de avance es porque no se reportan en los informes de CARDIQUE.

3.3 Principales actividades a realizar en el proceso de Implementación de los PGIRS en la Ecorregión Canal del Dique, Bolívar

Conforme a la evaluación de seguimiento realizada por CARDIQUE se identificaron las actividades que deben efectuarse en los municipios de la Ecorregión Canal del Dique para avanzar en el desarrollo de sus PGIRS. En la Tabla 6 se visualizan una matriz con las actividades requeridas por municipio, es fundamental que cada municipio priorice y realice estas actividades para lograr una gestión integral adecuada de los residuos sólidos.

Tabla 6. Matriz de Actividades a Mejorar para avanzar en el desarrollo de los PGIRS.

Actividades /Municipios	Turbaná	San Cristóbal	Soplaviento	San Estanislao de Kostka	Arroyo Hondo	Arjona	Calamar	Mahates	María La Baja
Ampliar Cobertura de la prestación del servicio de aseo urbano	x	x							
Realizar seguimiento y control de puntos críticos identificados	x	x					x	x	x
Realizar censo de recicladores.		x	x	x				x	x
Evidenciar implementación de comparendo ambiental.	x							x	x
Prestar y/o Ampliar servicio de aseo en zona rural.	x		x		x			x	
Cumplir y Evidenciar avances de programas y proyectos del PGIRS.	x	x				x		x	x
Presentar Informe Anual al Sistema Único de Información de Servicios Públicos (SUI) y a CARDIQUE Sobre el seguimiento y cumplimiento de metas del PGIRS,	x	x		x			x	x	x
Identificar las macro y micro rutas de recolección de residuos ordinarios en los sectores urbano y rural.		x	x		x	x			
Analizar diferentes alternativas para la disposición final de residuos sólidos		x			x	x			

Se puede observar que las actividades tienen una presencia significativa en la mayoría de los municipios, lo que sugiere un enfoque generalizado en mejorar la gestión de los residuos sólidos en la región. Las actividades más frecuentes incluyen el presentar informe anual al Sistema Único de Información de Servicios Públicos (SUI) y a CARDIQUE sobre el seguimiento y cumplimiento de metas del PGIRS, el seguimiento y control de puntos críticos identificados, el censo de recicladores y, el cumplimiento y evidencia de los avances de programas y proyectos del PGIRS.

4 Conclusiones

Los PGIRS es un instrumento que busca mejorar la gestión de los residuos sólidos en una región determinada, a través de la planificación, la gestión integral, la reducción de la generación de residuos, la

reutilización y el reciclaje. Hay una gran variabilidad en el avance de los PGIRS en los municipios presentados, y que algunos municipios tienen mucho trabajo por hacer para implementar y avanzar en sus planes de gestión de residuos sólidos. También es importante tener en cuenta que la falta de información en los informes de CARDIQUE puede ser un factor que influya en los resultados. En general, es necesario promover la implementación y el seguimiento de los PGIRS para mejorar la gestión de los residuos sólidos en la región.

Agradecimientos

A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Cartagena dado que a través de la convocatoria para la obtención de recursos financiero en apoyo al fortalecimiento y sostenibilidad de los grupos de Investigación clasificados por el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (MINCIENCIAS) en las categorías A1, A, B y C, y avalados por la Universidad de Cartagena, según la resolución No 00416 de 2021 permitió la financiación de la presentación de la investigación.

Referencias

- Aguaseo Total SAS ESP, 2016a. Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos - PGIRS, del municipio de Turbana, Departamento de Bolívar 1–329.
- Aguaseo Total SAS ESP, 2016b. Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos - PGIRS, del municipio de Calamar, Departamento de Bolívar. 1–351.
- Alcaldía Municipal de Arjona, 2016. Pgirs Arjona 1–266.
- Alcaldía Municipal de Marialabaja, 2021. Pgirs Marialabaja.
- Asamblea del Departamento de Bolívar, 2023. Plan de Desarrollo Departamento de Bolívar 2020 al 2023 383.
- Consortio Aseo SEK, 2016. Pgirs San Estanislao 1–125.
- Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016a. Pgris Soplaviento 1–411.
- Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016b. Pgirs San Cristobal 1–497.
- Consortio PGIRS Aguas de Bolívar, 2016c. Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos - PGIRS, del municipio de Arroyohondo, Departamento de Bolívar. 436.
- Consultores Zamora & Zamora Ltda., 2016. Actualización del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos del Municipio de Mahates 13–13.
- Corporacion Autonoma Regional del Canal del Dique, 2017. PLAN INSTITUCIONAL DE ARCHIVOS PINAR.
- Guete Cerpa, Y., Romero Navarro, C., Orozco, L., 2021. INFORME FINAL CONTRATO N° 047-2021: ASESORÍA A ENTES TERRITORIALES DE LA JURISDICCIÓN EN LA APLICACIÓN DE LA NORMATIVIDAD AMBIENTAL VIGENTE RELACIONADA CON LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LOS MUNICIPIOS DE CÓRDOBA, ZAMBRANO, EL CARMEN DE BOLÍVA. Cartagena.
- Guete, Y., Hoyos, E., Camargo, O., 2019. CONTRATO N° 074-2019: ASESORÍA A ENTES TERRITORIALES DE LA JURISDICCIÓN EN LA APLICACIÓN DE LA NORMATIVIDAD AMBIENTAL VIGENTE RELACIONADA CON LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LOS MUNICIPIOS DE SANTA ROSA, VILLANUEVA, SANTA CATALINA, CLEMENCIA, T 1–228.
- Márquez, I., 2019. Disposición Final de Residuos Sólidos. Supt. Serv. Públicos Domic. 97.
- Superintendencia de servicios públicos domiciliarios, 2016. Disposición final de residuos sólidos 78.
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2023. Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos 2021 98.

INSTRUMENTOS PARA ALCANZAR LOS OBJETIVOS 2030, DEL SECTOR RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS, EN LA REPÚBLICA DEL PARAGUAY

Lima Morra, Roberto^{1*}; Florentín López, Claudia²

¹Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Sede Santa Librada

*roberto.lima@uc.edu.py

Resumen

En el 2009 se establece la Ley N° 3956 de Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay, que establece que la autoridad de aplicación es el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES), y que dentro de sus funciones establece el de elaborar un Plan Nacional para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (PNGIRSU) y velar por la ejecución del mismo; en tal sentido dicho ministerio que lidera el Proyecto Asunción ciudad verde de las Américas – vías a la sustentabilidad, y cuya implementación está a cargo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), además de otras instituciones, y que cuenta con la financiación del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), acuerdan la contrataciones de expertos sectoriales para la realización del Plan Nacional.

El PNGIRSU, fue aprobado y promulgado por Resolución del MADES N° 356 del 17 de diciembre de 2020, el cual establece metas a corto, mediano y para 2030, para el cumplimiento del mismo, establece 5 objetivos específicos, cada uno de estos engloba a un programa de acción, con 12 metas a lograr, los cuales poseen sus actividades, indicadores y responsables de cumplimientos.

El objetivo del presente documento es presentar estos nuevos instrumentos sectoriales del Paraguay.

Palabras clave: Residuos Sólidos, Planes, Guías, Gestión

1. Introducción

En el 2009 se establece la Ley N° 3956 de Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay, que establece que la autoridad de aplicación es el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES), y que dentro de sus funciones establece el de elaborar un Plan Nacional para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (PNGIRSU) y velar por la ejecución del mismo.

La Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU), es la interacción dinámica entre actores que se desempeñan en los planos institucional, sectorial y regional, en busca de una solución eficiente y equitativa sobre el manejo de los residuos.

En tal sentido, el MADES, lidera el proyecto “Asunción ciudad verde de las Américas – vías a la sustentabilidad”, y cuya implementación está a cargo del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), además de otras instituciones, y que cuenta con la financiación del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), entre quienes acuerdan la contrataciones de expertos sectoriales para la realización del Plan Nacional.

Este Plan de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (PNGIRSU); involucra un conjunto de acciones articuladas e integradas, entre los diferentes actores del sector, para la formulación e implementación de políticas, estrategias y normativas orientadas al desarrollo institucional, planificación, la sostenibilidad financiera, gestión operativa y accesibilidad a los servicios de aseo, la inclusión en los procesos educativos y de participación ciudadana, la investigación y desarrollo tecnológico, así como el control y evaluación permanente, a fin de prevenir, aprovechar, tratar y disponer de forma sanitaria y ambientalmente segura los residuos sólidos en el ámbito de nacional y local.

El componente operativo de la gestión integral de residuos sólidos (barrido, recolección, transporte, aprovechamiento y tratamiento, y disposición final), requiere de la implementación de mecanismos financieros/económicos y tecnológicos propios del lugar para la optimización del uso de recursos tanto económicos como humanos.

La participación de la sociedad en su conjunto se constituye en uno de los componentes principales de la GIRSU, pues a través de ella es posible, principalmente, la implementación de mecanismos de prevención de la generación y aprovechamiento de los residuos.

Por otro lado, considerando que a nivel nacional la gestión integral de residuos sólidos está en proceso de desarrollo, se requiere de la participación de instancias que trabajen en la investigación y desarrollo de técnicas y tecnología apropiadas a las condiciones climáticas, económicas y socio demográficas de cada región del Paraguay.

El desarrollo de los componentes descritos se reflejará en la mejora de las condiciones de salud de la población y del medio ambiente, principalmente de aquellos impactos relacionados a los factores ambientales agua, suelo y aire.

El PNGIRSU, fue aprobado y promulgado por Resolución del MADES N° 356 del 17 de diciembre de 2020, el cual establece metas a corto, mediano y para 2030, para el cumplimiento del mismo, establece 5 objetivos específicos, cada uno de estos engloba a un programa de acción, con 12 metas a lograr, los cuales poseen sus actividades, indicadores y responsables de cumplimientos.

El objetivo del presente documento es presentar estos nuevos instrumentos sectoriales del Paraguay.

2. Metodología

El presente PNGIRSU, fue elaborado a solicitud del MADES, dando cumplimiento a lo dispuesto en la Ley N° 3956/2009 de Gestión Integral de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay.

Para su elaboración se procedió a un diagnóstico previo de la situación de la Gestión de los Residuos Sólidos en el Paraguay (Lima Morra, 2017; UTIC, 2015, OPS/STP, 2001; CONTECSA, 1999). Se revisaron los compromisos internacionales y nacionales referidos a la gestión integral de los residuos sólidos urbanos, se establecieron los principios y enfoque social del plan, con los que se establecieron los Objetivos Generales y Específicos sobre los cuales se fundamentaron los contenidos del PNGIRSU.

3. Presentación del PNGIRSU

3.1 Objetivos del PNGIRSU

3.1.1. Objetivo General

Mejor calidad de vida y garantizar un ambiente saludable de los habitantes en las áreas urbanas de los municipios en el Paraguay para el año 2030, a través de la aplicación del PNGIRSU.

3.1.2. Objetivos Específicos (OE)

1. Fortalecer a las instituciones públicas encargadas por la gestión integral de residuos sólidos a través de un marco normativo, regulatorio, de planificación y gestión de financiamiento, suficiente e integral.
2. Garantizar, como un derecho humano básico, la prestación de los servicios de aseo urbano hacia toda la población urbana; con regularidad, calidad, eficiencia, equipamiento adecuado y costos justos.
3. Priorizar la prevención en la generación de residuos sólidos en el origen, tanto en cantidad como en su peligrosidad, desde las etapas de extracción, producción hasta el consumo de bienes, así como su aprovechamiento mediante procesos de separación en origen, recolección diferenciada, tomando en cuenta la generación de empleo digno, fomento al reciclaje y la participación del sector productivo, en el marco de la responsabilidad extendida del productor.
4. Garantizar la disposición final sanitaria y ambientalmente segura de los residuos sólidos no aprovechables, promoviendo cuando sea posible la implementación de rellenos sanitarios intermunicipales. De forma paralela, promover la recuperación de áreas degradadas por la descarga incontrolada de los residuos sólidos, a través de la adecuación, saneamiento y cierre de vertederos a cielo abierto.
5. Desarrollar acciones necesarias para la sensibilización y concienciación de la población, así como acciones para fomentar el conocimiento, desarrollo de habilidades y actitudes en los recursos humanos a través de la especialización, capacitación, investigación y desarrollo tecnológico.

3.2 Programas del Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Urbano

- Programa 1. Fortalecimiento institucional, normativo y de gestión financiera a nivel nacional
- Programa 2. Transporte y recolección adecuada de los residuos sólidos urbano
- Programa 3. Prevención, aprovechamiento y tratamiento de residuos sólidos a nivel nacional
- Programa 4. Fortalecimiento de la disposición final segura de los rsu
- Programa 5. Educación ambiental y concienciación ciudadana a nivel nacional

3.2.1. Indicadores principales relacionados con los PMGIRSU

Se presentan los principales indicadores según los programas citados, en forma resumida que deberán de cumplir los municipios dentro de sus PMGIRSU. Algunos municipios o grupos de municipios, deberán de implementar medidas adicionales a las básicas establecidas en la presente Guía, que es de carácter general, en tales casos se especifican:

Programa 1. Fortalecimiento institucional, normativo y de gestión financiera a nivel nacional

- Al 2024, los gobiernos locales, instituciones públicas y privadas tienen acceso a información de tecnologías técnica y económicamente sostenibles en la gestión integral de residuos sólidos.

Promover en los municipios y gobernaciones, instituciones públicas y privadas el acceso al Sistema de Información para la GIRSU, implementado en el MADES.

- Al 2027, los municipios de Asunción y del área Metropolitana, Ciudad del Este y Encarnación y otros municipios deberán de incorporar mecanismos que permitan el cobro eficiente de las

tasas de aseo, dentro de las municipalidades para la gestión, recolección, transporte, el tratamiento y disposición final de los residuos no aprovechables generados por los municipios.

Considerar sistema de cobro de tasas de recolección, transporte y disposición final adelantado por compra de bolsas diferenciadas comercializadas de manera exclusiva por los municipios a través de los comercios

Programa 2 Transporte y recolección adecuada de RSU

- La suma de todas las poblaciones servidas conforme a los reporte de los municipios sobre sus coberturas para el 2030, dividido la población urbana total del Paraguay, arroja una tasa igual o superior al 80%

Cada municipio establecen en sus PMGIRSU una meta mínima en función a la población urbana conforme a:

- 85% Poblaciones mayores a 20.000 habitantes
- 60% Poblaciones entre 5.000 y 20.000 habitantes
- 40% Poblaciones menores a 5.000 habitantes

Se espera que Asunción y las capitales departamentales alcancen 90% de cobertura.

- Al 2030, se constatan que los municipios han alcanzado sus coberturas mínimas de los servicios de recolección de los RSU aplicando conceptos de macro y micro ruteos en al menos:
 - 10 ciudades capitales,
 - 20 ciudades localizadas en el Área Metropolitana de Asunción y Ciudad del Este,
 - 20 ciudades intermedias y
 - 25 ciudades menores

Los municipios contratan el asesoramiento de especialistas para la ampliación de las rutas de recolección aplicando correctamente el macro y micro ruteos, para la optimización de las tareas de transporte y recolección de los RSU.

Identificación de zonas de difícil acceso, en donde se implementará otras formas de evacuación de los residuos desde la casa hasta el punto de colecta (contenedores móviles)

- Los municipios deberán incrementar sus flotas de vehículos recolectores, para abastecer el crecimiento poblacional y la ampliación de las coberturas. Además, se deberán reemplazar los vehículos actuales por obsolescencia. Para los cual serán necesarios la adquisición de 498 nuevos vehículos

Parque vehicular ampliado y renovado al 2030, conforme los reportes de los PMGIRSU, en:

- 10 ciudades capitales,
- 20 ciudades localizadas en el Área Metropolitana de Asunción y Ciudad del Este,
- 20 ciudades intermedias y
- 25 ciudades menores

Incorporación de 498 nuevas unidades de camiones recolectores tipo compactadores

Contratación de una consultoría para la realización del censo nacional de camiones recolectores, se inician los preparativos en el 2028 los preparativos para contar en el 2030 con informaciones estadísticas actualizadas

Programa 3. Programa de Prevención, Aprovechamiento y Tratamiento de Residuos Sólidos a Nivel Nacional

- Al 2030, el 70% de los municipios implementaron los Programas de Segregación en la Fuente y Recolección Selectiva de Residuos Sólidos, conforme sus reportes.

Ejecución e implementación de campañas de información y de capacitaciones a todos los niveles, en temas específicos de reducción, aprovechamiento y separación en la fuente de generación de los RSU.

- El 30% de los municipios del Paraguay reportan en sus PMGIRSU la implementación de campañas de educación y sensibilización dentro de los municipios específicamente en las primeras etapas de la GIRSU

Realizar campañas de educación y sensibilización dentro de los municipios específicamente en las primeras etapas de la GIRSU (Clasificación, separación en la fuente, colecta selectiva, reutilización, reciclados; etc.)

- El 70% de los municipios del Paraguay reportan en sus PMGIRSU la implementación de Programas de Segregación en la Fuente y Recolección Selectiva de Residuos Sólidos

Elaboración de los programas establecidos para la separación en la fuente generadora de los RSU, dentro de los PMGIRSU.

- Formalización de las actividades de reciclaje recuperación de residuos:
 - 20 cooperativas u organizaciones de recuperadores de residuos conformados al año 2030.

Formalización de las actividades de reciclaje recuperación de residuos.

- Aprovechamiento y valoración de los residuos:
 - 5 plantas de 2500 m² para 300 t/d de clasificación de residuos implementadas en municipios de Área metropolitana
 - 4 plantas de 2500 m² para 300 t/d de clasificación, implementadas en ciudades capitales departamentales
 - 10 plantas o centros municipales de 1800 m² para 100 t/d de clasificación e implementadas en ciudades intermedias.
 - 25 centros de 300 m² para 5 t/d de acopios implementados en ciudades menores.
 - 3 plantas de Transferencia de 500 t/d localizadas en Asunción y municipios del Área Metropolitana, que el sitio de disposición final este ubicado a más de 40 km de distancia

Implementación de los centros de acopios y plantas de clasificación de los materiales a los municipios seleccionados en sus distintas categorías

Programa 4. Fortalecimiento de la disposición final segura de los RSU

- Para el 2023, 130 de vertederos a cielo abierto identificados y acordados con sus autoridades municipales la clausura y/o remediación de los mismos con el uso de las Guías.
- Para el 2030, implementación de rellenos sanitarios en ciudades capitales, intermedias y menores

- 10 rellenos sanitarios implementados en ciudades capitales,
- 50 rellenos sanitarios implementados en ciudades intermedias, y
- 70 rellenos sanitarios manuales en ciudades menores

Con uso de las Guías promocionar la construcción y operaciones de los rellenos sanitarios de acuerdo con las características del municipio (manuales, semimecanizados y mecanizados)

Implementación de obras de ingeniería sanitaria específicamente en relación con la extracción de venteo de los gases y gestión de los líquidos lixiviados

- Para el 2030, procesos de saneamiento y remediación de vertederos clandestinos en:
 - 10 sitios de ciudades capitales,
 - 150 sitios en ciudades intermedias, y
 - 210 sitios en ciudades menores.

Obras de remediación y saneamiento de los vertederos clandestinos.

Programa 5. Educación ambiental y concienciación ciudadana a nivel nacional

- Realización cursos continuos e ininterrumpidos de postgrado en RSU

Contar en forma continua y regular con los cursos de especialización y/o maestrías en las Universidades miembros del Equipo Técnico-Científico de RSU.

4. Instrumento para alcanzar los objetivos del PNGIRSU para los municipios

De modo de asegurar la armonía y coherencia de la política y de alcanzar las metas de los Programas 2 al 4 del Plan Nacional de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos se elaboraron unas Guías Metodológica para la elaboración de los Planes Municipales para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos - PMGIRSU.

En estas guías se dejan orientaciones para los municipios menores a 5.000 habitantes, a los intermedios, que comprenden los mayores a 5.000 habitantes, pero menores a 20.000 habitantes y para los superiores a 20.000 habitantes, para que puedan elaborar sus PMGIRSU, conforme a lo establecido en el Decreto N° 7391/17, que reglamenta la Ley N° 3956/2009, "Gestión integral de los residuos sólidos en la república del Paraguay", Capítulo II, artículo 3º, inciso 33 que define al Plan Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos, como el Plan de alcance Municipal elaborado por los Municipios que deberá identificar las alternativas de manejo de los residuos sólidos en el marco del PLAN NACIONAL DE GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS – PNGIRSU; además de determinar las acciones preventivas y correctivas a ser practicadas, incluyendo programas de monitoreo.

El PMGIRSU abarca: Almacenamiento, Presentación, Barrio y Limpieza de Áreas Públicas, Recolección, Transporte, Estaciones de Transferencia, Planta de Selección, Planta de Tratamiento de Residuos Sólidos, Recuperación, Aprovechamiento de los Residuos Sólidos, Organización, Costos, Participación Social.

Los Municipios superiores a 5000 habitantes, al elaborar el respectivo PMGIRSU, están obligados a analizar la viabilidad de implementar proyectos sostenibles de aprovechamiento de residuos. En caso de que se demuestre la viabilidad y sostenibilidad de los proyectos, el Municipio tendrá la obligación de promoverlos y asegurar su ejecución acorde con lo previsto en el Decreto Reglamentario. En cuanto a la Disposición Final, los municipios menores a 20.000 habitantes, podrán operar como relleno sanitario manual.

Esta Guía está acondicionadas para que en los primeros capítulos sirva de fundamento y explicativo en cuanto a los alcances que debe reunir el PMGIRSU. Es un modelo a seguir donde los encargados en la elaboración podrán ir adecuando el contenido a las realidades propias de su municipio, teniendo en cuenta los aspectos sociales, económicos, sanitarios y ambientales; previendo la utilización de las últimas tecnologías existentes y los procesos que mejor se adapten a las necesidades.

Una vez elaborado el PMGIRSU, previo a su promulgación por Ordenanza Municipal y publicación correspondiente, deberá ser presentado al MADES por los medios correspondientes establecidos para tal fin, para su evaluación, análisis, aprobación o rechazo.

5. EL PMGIRSU

Los instrumentos con que el país cuenta, por primera vez, como se han mencionado, el PNGIRSU y los PMGIRSU, para municipios mayores de 20.000 habitantes, para municipios menores de 5.000 habitantes y para los municipios intermedios a estos dos.



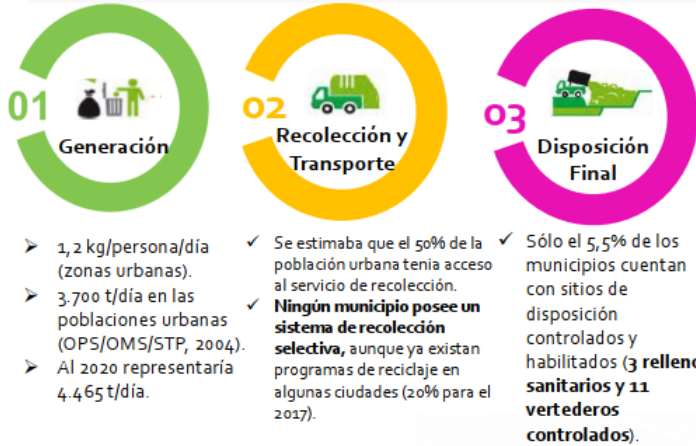
Fuente: MADES/PNUD/FMAM. 2020. Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Guía para la Elaboración de los Planes Municipales de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos – Municipios Mayores, Intermedios y Menores. Proyecto "Asunción ciudad verde de las Américas – vías a la sustentabilidad". Asunción, Paraguay.

Figura 1. Nuevas herramientas con que cuenta el Paraguay para hacer frente a deficiencia de los servicios de aseo.

Esta decisión fue tomada teniendo en cuenta que los municipios mayores a 20.000 habitantes conforman 35 ciudades con un porcentaje de la población total del país del 87% con una población promedio de 170.000 habitantes, incluyendo a la Capital de la República (733.000 habitantes), y a las principales capitales y ciudades del país. Los municipios intermedios comprenden 61 municipalidades, con el 9% de la población total y un promedio de 10.000 habitantes. En cuanto a los municipios menores que comprenden 138 ciudades y solo el 4% de la población total del país, estas poblaciones pequeñas poseen en promedio unas 1800 habitantes cada una, lo que resulta muy difícil poder aplicar un servicio de recolección y menos aún poder contratar un profesional para que les asesore.

Siendo el Paraguay uno de los países de menor cobertura de los servicios de recolección y disposición final de las Américas, conforme se puede apreciar en el siguiente gráfico del Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible:

SITUACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS A NIVEL NACIONAL



Parte de los residuos sólidos son quemados o depositados en terrenos baldíos, en cuerpos hídricos o próximos a ellos, contaminándolos con los lixiviados y afectando al ecosistema acuático.



Fuente: Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República del Paraguay

Figura 2. Situación de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay.

Esta estratégica, está planificada dentro del PNGIRSU, y plasmada en las Guías de los PMGIRSU.

6. De las Guías para la elaboración de los PMGIRSU

Las Guías citadas están elaboradas de forma que los funcionarios municipales puedan por ellos mismos ir preparando su propio Plan, como se presenta en la figura siguiente:

PERFIL DEL ÁREA TOTAL DE ESTUDIO

En la descripción del área total del estudio, se describe al departamento, en caso de no contar con ello, se puede abarcar más y tomar una región.

El Municipio de _____, objeto del presente Plan Municipal de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos, se encuentra ubicado en el departamento de _____ de la República del Paraguay.

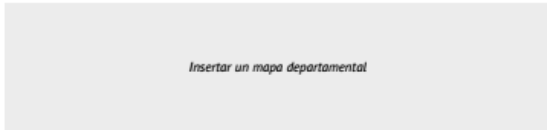
Para un mejor entendimiento del área de estudio, se presenta a continuación, una descripción de los aspectos geopolítico, social y ambiental del departamento:

3.1. ASPECTO GEOPOLÍTICO

3.1.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA

El ##º departamento de _____ está situado entre los paralelos ##º##' y ##º##' de latitud Sur entre los meridianos ##º##' y ##º##' de longitud Oeste.

Ilustración 1. Mapa del Departamento de _____



Fuente: _____

3.1.1.1 CAPITAL DEPARTAMENTAL

Establecer los datos de la capital departamental del Departamento. Como modelo, se podría redactar de la siguiente forma:

Por Ley Nº 426/73 y su modificación, la Ley Nº 71/92 que establece la división política del territorio de la República, se asignó como Capital a la Ciudad de _____, así como sus límites y distritos constitutivos.

Fuente: Elaborado por el Ing. Roberto A. Lima Morra

5.2.5 RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE

5.2.5.1 ZONAS DE RECOLECCIÓN Y FRECUENCIA

La zona de recolección, que actualmente cubre el servicio, es/son:

_____, _____, _____ [microcentro, barrios residenciales, grandes generadores, zona comercial, mercado, etc.; describir].

5.2.5.2 FRECUENCIA Y NÚMEROS DE VIAJES DE RECOLECCIÓN

Las recolecciones tienen una frecuencia por cada zona, de _____ [todos los días, dos días, tres días, un día] por semana, realizando _____ viajes por día [definir el número de viajes por día que realiza cada camión al sitio de descarga, si son diferentes cantidades se puede presentar en una tabla, por cada vehículo].

5.2.5.3 TRANSPORTES DE RESIDUOS ORDINARIOS

Los vehículos utilizados para transporte de los residuos ordinarios, son los siguientes:

En una tabla, establecer el Código del Vehículo o matrícula, la marca, el modelo, el año, las características de la caja de carga, la capacidad de transporte en peso y/o volumen.

Los vehículos con los cuales cuenta la municipalidad son:

Tabla 5. Vehículos utilizados para la recolección por el municipio de _____

CÓDIGO	MARCA	MODELO	AÑO	CAPACIDAD DE CARGA
ABCD-123	Ejemplo	Con caja compactadora	20##	7500 kg / 10 m³

Fuente: _____

5.2.5.4 COBERTURA

La recolección posee una cobertura según:

Dirección General de Estudios Estadísticas y Censos-DGEEC (año del último censo nacional '##'), la cobertura estaba en	:	##,##%
Datos proporcionados por el encargado de la recolección en cuanto al número de usuarios servidos y existentes, dividido la población urbana al año cero del Plan, expresado en porcentaje	:	##,##%

Figura 3. Muestra del contenido de las Guías para la elaboración de los PMGIRSU.

Cada capítulo de la Guía es un componente del Plan, como ser Presentación, Delimitación del Plan, Perfil del Área de Estudio, Identificación del Área Particular del Proyecto, Levantamiento del Área Particular del Proyecto, Levantamiento de Datos Existentes, Diagnóstico de la Situación, Situación Adoptada para el Diseño del Plan, Planes: de Almacenamiento, Valorización de Residuos, de Recolección, Barrido y Limpieza, Disposición Final, Organización del Servicio, Análisis de Costo-Tasas de las Propuestas Presentadas, Conclusiones y Recomendaciones.

Como complemento a las Guías, se le brinda unas Planillas Excel, simple, donde tienen unas celdas para cargar los datos necesarios para elaborar el presupuesto de los Servicios de Barrido, Recolección y Disposición Final.

ANEXOS

I. PLANILLA EXCEL: "PLANILLA DE ESTUDIO DE COSTOS Y TASAS - MUNICIPIOS MAYORES".

INDICACIONES PARA UTILIZAR EL DOCUMENTO : "PLANILLA DE ESTUDIO DE COSTOS Y TASAS - MUNICIPIOS MAYORES"

- La hoja **DATOS BÁSICOS DE PARTIDA** contiene los datos mínimos que se deberán tener acordados o contar antes de realizar la planificación.
- La hoja **BARRIDO** contiene los datos y cálculos necesarios para la realización del "Estudio de costos y tasas del servicio de barrido".
- La hoja **RECOLECCIÓN** contiene los datos y cálculos necesarios para la realización del "Estudio de costos y tasas del servicio de recolección".
- La hoja **DISPOSICIÓN FINAL** contiene los datos y cálculos necesarios para la realización del "Estudio de costos y tasas del servicio de disposición final".
- Las hojas ya continenen datos de referencia, se indican con la celda **con letras color rojo** aquellas que el municipio deberá definir primeramente y luego cambiar y ajustar según su realidad.

HOJA DE CÁLCULO : "DATOS BÁSICOS DE PARTIDA" PARA TODOS LOS SERVICIOS DEL PMGIRSU

DATOS BÁSICOS DE PARTIDA PARA TODOS LOS SERVICIOS DEL PMGIRSU		
A	Total de Usuarios a alcanzar al final del PMGIRSU	90.129 casas
B	Número de habitantes por viviendas o usuarios	4,66 hab/casas
C	Población servida del PMGIRSU	420.000 hab
D	Salario mínimo vigente	2.192.839 Gs/mes
E	Jornal diario vigente	84.340 Gs/día
F	Cotización del Dólar	6.500 Gs/US\$
G	Costo del Diesel	4.780 Gs/litros
H	Costo promedio del vehiculo recolector y caja compactadora	110.500 US\$/unidad
I	Costo promedio de un vehiculo tumba	27.300 US\$/unidad
J	Producción Per Cápita medido	0,71 Kg/hab.día
K	Producción Per Cápita urbano	0,85 Kg/hab.día
L	Generación de residuos por kilómetro barriosos	185 Kg/km.día
M	Tasa de morosidad promedio previsto en plazo del PMGIRSU	20,0 %

Fuente: Elaborado por el Ing. Roberto A. Lima Morra

Figura 4. Modelo de uso de la Planilla Excel para elaboración de Presupuesto y Tasas de los servicios.

7. Niveles de exigencias

El tamaño de los municipios, limita también la capacidad de sus recursos económicos para poder elaborar todo el PMGIRSU, por lo que se establecieron tres niveles, ya mencionados.

La diferencia principal radica que los municipios mayores, están obligado a realizar todos sus estudios de campo, como ser estudios de generación y composición de sus residuos conforme a las normas nacionales, encuestas, estudios de tiempo y movimientos de sus unidades, estudios en los sitios seleccionados para la disposición final por relleno sanitario mecanizados, tales como: geotécnicos, topográficos, de calidad de agua, entre otros.

Mientras los municipios intermedios, pueden utilizar datos secundarios para la elaboración de sus planes, que son proveídos dentro de las Guías y pueden operar con Rellenos Sanitarios Manuales.

Los municipios menores, no necesitan la elaboración de todo un Plan, como lo realizan las anteriores categorías, solicitándoles solamente la presentación de una Plan elaborado, en forma sintética en una matriz de resultados, como se presenta en la figura siguiente:

PLAN MUNICIPAL DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS MUNICIPALIDAD DE 2021-2035

ETAPA DEL PLAN	INDICADOR DE LÍNEA BASE	MANEJO ALTERNATIVO ESPECÍFICO DETERMINADO	QUÉ	DÓNDE	CUÁNDO	CÓMO	INDICADORES AL 2035	MEDIDA CORRECTIVA	RESPONSABLES	PRESUPIESTO	RECIBO LÍMITE DE EJECUCIÓN	ESTADO
Manejanereno.	Sin líneas referentes por parte del municipio	Conzar con una Ordenanza espe-difna.	Presentar a la Junta Municipal un proyecto de Ordenanza de Aseo Urbano, que contenga las normas de alineamiento.	A la Junta Municipal.	Para el mes 2.	1-Solicitar a otros municipios sus Ordenanzas. 2-Definir las Guías del HAZES y las normativas nacionales. 3-Elaborar el proyecto de Ordenanza. 4-Presentar a la Junta Municipal, a través de una Memó-a del Intendente. 5-Aprobada la Ordenanza, publicarla. 6-Comunicar Socializar y aplicar. 7-Seguir monitoreo y evaluarlo.	Ordenanza de Aseo Urbano aprobada y vigente.	* A partir del primer año se debe evaluar los avances.	Je-fe de recolección.	Sin costo	mes 6	No se inició
Recolección	1- Cobertura < 30% 2- Cambio viejo.	1-Aumentar la cobertura. 2- Comprar un nuevo camión.	1.1- Campaña para aumentar las coberturas. 1.2- Realizar nuevos reclutamientos. 2.1- Comprar el nuevo camión. 2.2- Comprar el personal.	1.1- Nuevos barrios. 1.2- Nuevos barrios. 2.1- Acordar con la Junta Municipal y hablar con los bancos de plaza. 2.2- Realizar las gestiones con la Junta Municipal y DHC. 2.3- Realizar las gestiones con la Junta Municipal y DHC.	1.1- Mensual. 1.2- A partir del mes 2. 1.3- Mes 2 y 3. 2.1- Mes 3 al 9. 2.2- Mes 3 al 9.	1.1- Visita casa por casa. 1.2- Generar un listado de espacios a los funcionarios de la municipalidad y hacerlos reclutamientos. 2.1- Solicitar una reunión con la Junta Municipal y que aprueben la reposición presupuestaria y el estudio de mercado Municipal. 2.2- Realizar las gestiones con los bancos para buscar la mejor opción. 2.3 y 2.4- Realizar los PBC y TDR del camión y evaluarlo, realizar el llamado, evaluación, adjudicación, documentación y pagos	1- Cobertura mayor al 60%. 2- Camión nuevo	* A partir del primer año se debe evaluar los avances	1- Je-fe de recolección. 2- Intendente.	1.1- 150 millones para la compra de 1.000.000 por año de un camión de un tamaño equivalente 1.2- 12.000.000 2.1- 1.000.000 2.2- 1.000.000 2.3- 4.000.000 2.4- 2.500.000 por año	1- año 5 2- mes 7	1- y 2- No iniciado 10- en año 1 1- 1-45% 2- 100%

Observación:

Los costos de los sueldos de los funcionarios, gastos corrientes y otros gastos presupuestados ordinariamente por el municipio, no se tienen en cuenta en el presupuesto del PMSU. El PMSU, debe contar con la aprobación por Ordenanza de la Junta Municipal y sus presupuestos, incorporado al presupuesto de gastos del municipio, conforme a las normativas correspondientes.

PRESIDENTE JUNTA MUNICIPAL

INDEPENDIENTE

TECNICO RESPONSABLE

Fuente: Elaboración propia

8. Conclusiones

El Plan Nacional de Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos se constituye en un instrumento de planificación donde se plasman las líneas de acción para cada uno de los niveles de Estado respecto de la implementación de los diferentes componentes de la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos.

Este documento ha definido metas para su cumplimiento en el periodo 2020 a 2030, por lo que es importante realizar el seguimiento y evaluación de los resultados obtenidos en forma anual.

Es importante considerar que los objetivos específicos y acciones planteadas serán posibles, a partir del desarrollo de un marco institucional sólido y organizado, Figura 1, en particular de los diferentes niveles de Estado que participan de manera directa con el sector, los gobiernos departamentales y los gobiernos municipales, para tal efecto se ha extractado los artículos más relevantes respecto a las atribuciones y/o funciones de la normativa vigente relacionada al sector de residuos sólidos urbanos.



Fuente: Elaborado por Ing. Roberto Lima Morra

Figura 5. Actores Directos en la Gestión Integral de los RSU

La instancia responsable de la gestión integral de residuos sólidos a nivel nacional, es el MADES, quien deberá coordinar de forma continua y articulada con los diferentes actores identificados en los Programas, de forma tal de asegurar el cumplimiento de las diferentes metas fijadas.

Los Municipios del país, tienen el compromiso de elaborar y cumplir con sus PMGIRSU, conforme lo establece la Ley N° 3.956/09 y en el Decreto N° 7.391/17, ya son varios que han cumplido, pero no todos como lo establecen las normativas.

Si bien, fue bien recibido por las autoridades municipales, porque las Guías cumple la función de capacitar técnicamente a los funcionarios y profesionales que lo usan, se uniforman criterios técnicos, produce informaciones estandarizadas al MADES para poder armar su banco de datos y poder contar con informaciones actualizadas del sector, a más de que cada municipio se sume a los objetivos establecidos para de acuerdo a su categoría en el PNGIRSU.

Agradecimientos

Al Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y al Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República del Paraguay, por la confianza depositada como consultor nacional para la elaboración del PNGIRSU.

Referencias

- BID, 2018. División Agua y Saneamiento. Estimación de costos de recolección selectiva y clasificación de residuos con inclusión de organizaciones de recicladores
- Lima Morra, Roberto, 2017. Situación de la República del Paraguay en la gestión de los residuos sólidos urbanos, actualización 2017. Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Paraguay.
- CONTECSA, 1999. Situación de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay, 1996 y sus sucesivas actualizaciones.
- Decreto Presidencial N 7391/2017. De reglamentación de la Ley N° 3956/2009, «Gestión integral de los residuos sólidos en la República del Paraguay», de conformidad con las disposiciones de este Decreto
- GTZ, 2012. Costa Rica. Manual para la definición de un modelo tarifario para la gestión municipal de residuos sólidos
- GTZ, 2012. Costa Rica Manual de estimación de costos para la gestión municipal de residuos sólidos.
- JICA, 1994 Agencia de Cooperación Internacional del Japón
- Ministerio del Ambiente, 2016. Perú Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2016-2024.
- Ministerio de Salud, 2016. Costa Rica. Plan Nacional para la Gestión Integral de Residuos
- Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2012. Bolivia. Programa Plurinacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos.
- SEAM. 2009. Ley 3956/09 de Gestión Integral de Residuos Sólidos en la República del Paraguay. Disponible en: <http://www.bacn.gov.py/leyes-paraguayas/3208/gestion-integral-de-los-residuos-solidos-en-la-republica-del-paraguay>
- SEAM, 2012. Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero – Sector Desechos
- Proyecto de Fortalecimiento de la Capacidad Institucional en el Manejo Integral de los Residuos Sólidos a Nivel Nacional. República Dominicana – 2017
- OPS/STP, 2001. Análisis Sectorial de los Residuos Sólidos en la República del Paraguay.
- UTIC, 2015. Silva Galeano Julio. Creación de una empresa recolectora de basura sólida. ARANDU-UTIC – Revista Científica Internacional - Vol. II, Número 1, 2015 - ISSN 2311-75-59. Disponible en <http://www.utic.edu.py/revista.ojs/revistas/2/julio%20csar%20silva%20202.pdf> Revista: Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. J. Sci. Commun. 163, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.Sc.2010.00372>.

SESIÓN S6-1

RESIDUOS AGRÍCOLAS



SECADO SOLAR DE FRUTAS TROPICALES COMO ESTRATEGIA DE CIRCULARIDAD Y CERO RESIDUOS

Messina Fernández Sarah Ruth ^{1*}; Campos Álvarez José², Gómez Espinoza Blanca Estela¹, Hernández Bautista Anthony Jair¹, Saldaña Durán Claudia Estela¹

¹Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura S/N, Centro, 63000, Tepic, Nayarit México

²Instituto de Energías Renovables – UNAM, Priv. Xochicalco S/N 62580 Temixco, Morelos, México

*sarah.messina.uan@gmail.com

Resumen

La producción de frutas tropicales requiere un gran consumo de agua, incurriendo en una huella hídrica estimada en 1600 l de agua en promedio por kg de fruta. La cosecha de la mayoría de las frutas tropicales es de gran volumen y ocurre en corto tiempo ~ 60 días, así un alto porcentaje de la producción se pierde, se desperdicia o se desecha antes de llegar al consumidor final. En este escenario la productividad es muy baja y los ingresos económicos de los productores son mínimos, además, los productos no cumplen su función de alimentar a la población fuera de los sitios de cultivo impidiendo que se logre el beneficio nutricional que puede ofrecer esta producción a toda la población. La FAO estima que la pérdida y el desperdicio de alimentos que se da entre los sitios de cultivo y el consumidor final es aproximadamente un tercio de la producción en general en todo el mundo, lo que aumenta la huella hídrica y la huella de carbono, además, la disminución de ganancias para los productores del campo. En este trabajo demostramos mediante datos experimentales y de campo a través de un proyecto de investigación e incidencia con enfoque transdisciplinar, que la implementación de secadores solares tipo invernadero a escala familiar en comunidades rurales es una estrategia de economía circular y cero residuos, hacia el cumplimiento del ODS sobre Producción y Consumo Responsable.

Palabras clave: Secado Solar, Producción y Consumo Responsable.

1 Introducción

Manejo de Residuos en Comunidades Rurales: La generación y eliminación de residuos sólidos municipales son problemas ambientales significativos tanto en las comunidades rurales y urbanas debido al aumento de la población y a la falta de servicios de gestión. Estudios de caracterización realizados en comunidades rurales demuestran que los servicios de gestión de residuos son inexistentes o insuficientes y que el porcentaje de orgánicos en esos sitios es del orden del 70% (Emara, 2023). La literatura sugiere que el tratamiento de los residuos para generar composta es la mejor solución en las comunidades rurales ya que la composta es benéfica y se puede utilizar en la recuperación y biorremediación de tierras. Una fracción considerable de los residuos orgánicos de los sitios rurales provienen de un mal manejo agrícola o por la falta de transporte o procesamiento de la producción, incurriendo en grandes pérdidas de cosechas, con daños económicos y ambientales cuantiosos. La agricultura es uno de los principales causantes del deterioro ambiental y el cambio climático ya que está relacionada con las emisiones de GEI. Hay pocos estudios que demuestren el nexo entre la agricultura y sus efectos en el cambio climático global. Estudios empíricos señalan que, una mayor cantidad de producción de cultivos, ganado y acuicultura conducirá a un aumento de los GEI de ahí que se sugiere mediante políticas públicas hacer recomendaciones sobre agricultura sostenible y climáticamente inteligente para mejorar la productividad y la resiliencia, mientras se reducen las emisiones de GEI del sector agrícola (Raihan et al., 2023).

Economía Circular: La economía circular ofrece un marco de soluciones sistémicas para el desarrollo económico abordando la causa de los grandes problemas globales como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, el incremento de residuos y de contaminación, al tiempo que revela grandes oportunidades de crecimiento. La economía circular revoluciona la forma en que diseñamos, producimos y consumimos. El modelo se basa en tres principios: eliminar residuos y contaminación; mantener productos y materiales en uso, y regenerar sistemas naturales (Morseletto, 2023). La creación de valor en el contexto de la Economía Circular está clasificada en ciclos técnicos y biológicos. En la parte del ciclo técnico, los materiales y productos fabricados por el humano permanecen en uso el mayor tiempo posible. De este modo, el valor se crea mediante el intercambio, el mantenimiento, la reutilización, la remanufactura y el reciclaje. Un estudio sobre cómo lograr una economía circular, señala 10 estrategias comunes de la economía circular: recuperar, reciclar, reutilizar, remanufacturar, reacondicionar, reparar, reutilizar, reducir, repensar, rechazar. El estudio aclara que los objetivos existentes para la recuperación y el reciclaje no necesariamente promueven una economía circular, aunque son los más comúnmente aplicados hasta el momento. Debido a la falta de eficacia en la recuperación y el reciclaje, los objetivos deberían favorecer estrategias de economía circular más poderosas, como: reducir el desperdicio, aumentar la eficiencia, cerrar los ciclos de producción y maximizar la retención del valor económico de los materiales y productos (Morseletto, 2020). En particular, el estudio propone un conjunto de nuevos objetivos para la transición a una economía circular junto con una nueva visión de los objetivos dirigidos tanto a académicos como a tomadores de decisiones. Otro estudio demuestra cómo las prácticas de la economía circular, inducidas por las presiones de las partes interesadas, directamente y a través de los mecanismos de mediación de las capacidades de innovación y colaboración impactan la participación en la Responsabilidad Social Empresarial de las PYMES (Baah et al., 2023). En toda organización con fines comerciales el principal objetivo es generar ingreso económico a partir de la disminución de costos y optimizando ganancias; si su fin es comercial, solamente valorará actividades que contribuyan a generar más ingresos, sin importar contengan aspectos ecológicos ya sea por desconocimiento u omisión, más aún si la legislación en que se rige no lo exige.

En el contexto de la cadena de suministro de alimentos, los objetivos sostenibles de la ONU para 2030 apuntan a reducir en un 50 % el desperdicio de alimentos. Se ha mencionado anteriormente que las economías con medianos o bajos ingresos presentan diversas complejidades para adoptar la economía circular, por ello se han visto pocos o ningún avance al respecto en estas economías emergentes. Se han identificado un total de 15 barreras para la implementación de la economía circular en la cadena de suministro de alimentos de circuito cerrado y se ha encontrado que los problemas de trazabilidad, la experiencia limitada en información y tecnología, el diseño deficiente de la red logística y el alto costo de instalación y operación de las instalaciones son los factores más influyentes (Ardra & Barua, 2022). Mazen et al. (2022) señalan que los gobiernos pueden desempeñar un papel importante en la promulgación de leyes y reglamentos que fomenten la Economía Circular en las adquisiciones. Otros autores indican que la economía circular ha llamado la atención de los formuladores de políticas como un facilitador para lograr la sostenibilidad, especialmente en los países desarrollados. Sin embargo, transitar hacia una Economía Circular es un gran desafío (Al-Sinan & Bubshait, 2022). En México, el Senado de la República aprobó el dictamen por el que se expide la Ley General de Economía Circular, sin embargo, el proceso para que se promulgue en el Diario Oficial de la Federación aún no se completa, por lo tanto, todavía no tiene efecto.

El contexto del presente estudio: En el estado de Nayarit, ubicado en el occidente de México, la región costa norte se caracteriza por la riqueza en la producción de granos y diversidad de frutas tropicales. En esta región, una creciente incorporación de empresas dedicadas a la deshidratación de frutas como mango, plátano, yaca y piña, llevan a cabo procedimientos semi-industrializados de secado, con capacidad para secar hasta 20 toneladas de productos al día en hornos con capacidad de 1 a 4 toneladas cada uno. Los productores agrícolas entregan sus frutas a empresas empacadoras para la venta en el mercado local, nacional e internacional. Las frutas que no pasan la calidad en los empaques son trasladadas a las empresas deshidratadoras que ofrecen una segunda oportunidad a estos productos. En las deshidratadoras las frutas son lavadas y desinfectadas, posteriormente, se pelan, se retiran cáscara y semillas y se extrae la pulpa

(producto a deshidratar), los residuos (cáscara, tallos, semillas) generalmente se desechan en tiraderos clandestinos a cielo abierto. La pulpa representa cerca del 50% del peso de la fruta y se corta de la forma y grosor necesario para obtener el producto final; subsecuentemente, se coloca en bandejas y se introduce en hornos de convección operando a gas para llevar a cabo el proceso de secado. Los tiempos para el secado van de 10 a 15 horas dependiendo del contenido de humedad de la fruta y el grosor del corte. La temperatura es controlada a 60 °C durante todo el proceso. Grandes motores eléctricos (~ 10 HP) accionan los sistemas de ventilación y extracción de aire caliente y húmedo para retirarlo de la cámara de secado. Una vez que el producto tiene la consistencia y humedad deseada se deja enfriar, se empaca en bolsas de plástico o celofán y se almacena en un cuarto frío, para la venta. Los residuos que se generan en el proceso de obtención de la pulpa, cáscara, huesos y semillas, pueden llegar a representar un poco más de la mitad del peso inicial y su disposición final son tiraderos a cielo abierto en las parcelas de cultivo y en ocasiones en tiraderos clandestinos. Estos desechos a pesar de ser biodegradables presentan su proceso natural de descomposición que puede durar meses, generando la proliferación de moscas y vectores de contaminación, olores desagradables y plagas, por lo tanto, el enfoque de la economía circular en este tipo de procesos a partir del aprovechamiento de subproductos del deshidratado de frutas representa una oportunidad de circularidad y cero residuos.

2 Metodología

2.1 Descripción del sitio de estudio

La descripción del sitio de estudio se realizó utilizando datos del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) así como mediante observación participativa en campo y aplicación de encuestas y entrevistas a las personas de la localidad, utilizando la técnica de bola de nieve.

2.2 Diseño y construcción de prototipos de secado solar

El requerimiento energético para implementar procesos de secado solar, parte del conocimiento del recurso solar existente, su variabilidad y disponibilidad en el sitio, esto se realizó utilizando datos de acceso libre de la página web "Photovoltaic Geographical Information System" (PVGIS) para el periodo 2005 a 2020. En el diseño se priorizó la sencillez, el uso de materiales de propiedades ópticas y térmicas adecuadas para la aplicación de secado y la facilidad de adquisición de materiales en el mercado local. En trabajo previo se describe la propuesta de secador solar familiar implementado en el presente estudio (Messina et al., 2022).

2.3 Adquisición de información

La evaluación del desempeño energético del secador solar se realizó mediante un sistema autónomo de monitoreo y medición de variables. El sistema registro y almacena datos de las variables temperatura, irradiancia, humedad relativa y masa. Cuenta con un microcontrolador Arduino Mega 2560, el cual controla 10 sensores "DS18B20" para la medición de temperatura, 4 sensores "DHT22" para la medición de humedad relativa y temperatura, 1 celda solar de 2.3 x 4.3 cm para la medición de irradiancia y un módulo HX711 junto a una celda de carga de 5 Kg para la medición de masa.

2.4 Pruebas de secado

Las pruebas de secado se llevaron a cabo en dos condiciones de trabajo: a plena carga con convección natural y a plena carga con convección forzada. También se realizó la caracterización del secador sin carga y sin convección de aire.

3 Resultados y Discusión

3.1 Descripción del sitio de estudio

La localidad de El Llano, en el municipio de San Blas, se localiza en la región costa norte de Nayarit; tiene una población de 1259 habitantes, su ubicación geográfica está en las coordenadas 105°10'40.83" W, 21°25'07.9" N, a 42 msnm, en la figura 1 se muestra el mapa de localización.

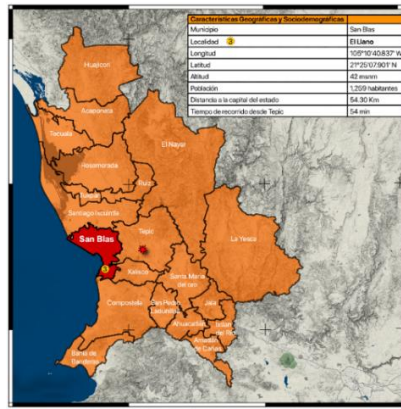


Figura 1. Mapa de localización del sitio de estudio, El Llano, municipio de San Blas, Nayarit, México.

La producción agrícola en El Llano destaca por el cultivo de yaca, la cual se exporta al mercado internacional. El Llano ocupa el primer lugar en la producción de yaca en el estado de Nayarit, y a la vez, es el principal productor de yaca a nivel nacional con el 92.91% de la producción (Elías Soto, 2020). En la comunidad se cultivan otras frutas como plátano, piña, guanábana y mango. Una fracción de hasta el 50 % de la producción no pasa los controles de calidad en las empacadoras y termina pudriéndose por mal manejo y falta de procesamiento. Derivado de esto, las empresas deshidratadoras foráneas, de escala semi-industrial compran la producción rechazada a precio muy bajo, y emplean a los productores rurales y a sus familias en trabajos informales y a destajo dentro de dichas empresas. En tal esquema no hay vigilancia ni regulación por parte de los gobiernos locales o municipales. Para las empresas foráneas, sólo las pulpas de las frutas son de utilidad y los residuos son desechados a cielo abierto en los campos de cultivo o en tiraderos clandestinos, con las consecuencias ambientales causadas por la descomposición y lixiviados. En términos sociales la calidad del empleo es precaria, ofrecen trabajos temporales y a destajo, sin seguridad social ni prestaciones de Ley. De ahí la importancia de implementar sistemas energéticos sustentables para el secado solar a escala familiar con la finalidad de dar valor agregado a las mermas y disminuir la pérdida, para transitar a esquemas de circularidad y cero residuos e impulsar el desarrollo de otras actividades conexas como el turismo rural o el agro-turismo asociado a los cultivos y a la comercialización de los sub-productos.

3.2 Proceso de Secado Solar

Estimación del Recurso Solar: Durante los meses de marzo a junio la irradiación promedio diaria, obtenida de la base de datos PVGIS, supera el promedio nacional de 5.5 kWh/m², lo cual corresponde con el periodo de cosecha, de ahí que es posible llevar a cabo exitosamente procesos de secado solar. Valores de irradiación solar máxima de hasta 7.36 kWh/m² son registrados en mayo y los mínimos en diciembre con 4.35 kWh/m². En la figura 2 se muestran los valores promedio mensuales de irradiación diaria en El Llano.

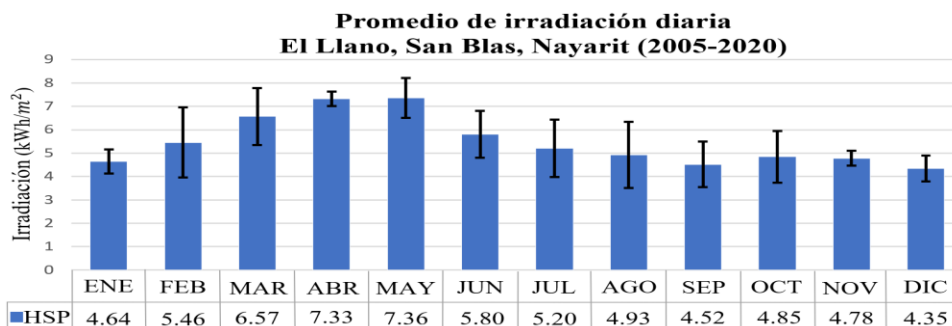


Figura 2. Valor Promedio Diario Mensual de Irradiación solar en la comunidad de El Llano.

Diseño de los prototipos de secado: En el diseño de los secadores se consideraron modelos de fácil construcción, con materiales asequibles y disponibles en el mercado local. El secador tiene dimensiones generales de 2.44 m x 1.22 m x 2.44 m, está construido en perfil de aluminio cuadrado de 1-1/4" x 1-1/4", escuadras de 1-1/2" x 3/16", cubierta perimetral y techumbre de policarbonato celular transparente de 6mm, con protección UV, la base en color humo. Cuenta con un área de secado de ~ 15 m² distribuida en 36 charolas en 6 niveles, en las que se pueden colocar hasta 70 kg de pulpa de fruta. La carga y descarga de fruta se realiza a través de 2 puertas laterales abatibles. El secador tiene 4 ventiladores de 6" en la parte superior y 4 en la parte inferior, para la inyección y extracción de aire. En las imágenes de la figura 3, se observan detalles constructivos del prototipo de secador solar implementado en El Llano.



Figura 3. Imágenes del secador solar familiar uni-modular. i) vista general de los seis niveles de charolas, ii) dimensiones generales, iii) colocación de ventiladores en la parte inferior y iv) detalles de la manufactura.

3.3 Pruebas del secado solar

Se realizaron pruebas de secado en días típicos del mes de febrero de 2023, para evaluar el desempeño mediante la medición de humedad y temperatura bajo las siguientes condiciones de operación: a) Sin carga y sin convección; b) a plena carga y convección natural y c) A plena carga con convección forzada.

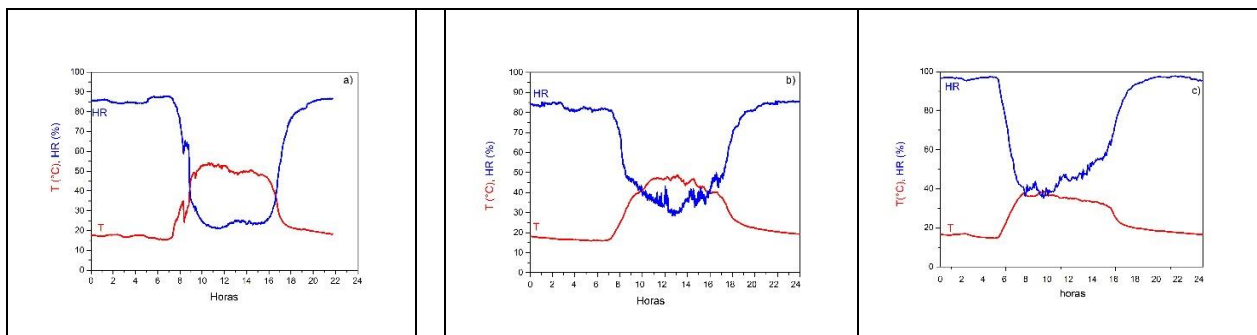


Figura 4. Temperatura y humedad relativa en el proceso de secado para las condiciones: a) Sin carga y sin convección; b) A plena carga y convección natural y c) A plena carga con convección forzada por ventiladores.

Se observa en la figura 4 a) que la temperatura se mantiene en un valor promedio de 50°C durante las 8 h continuas de operación, condición adecuada para llevar a cabo con éxito procesos de secado de productos agrícolas. Esta condición de temperatura se sostiene solo por 6 horas cuando el secador opera a plena carga con convección natural (figura 4b), suficiente para llevar a cabo procesos de secado solar, en jornadas de dos días solares, ya que la experiencia documentada en campo demuestra que se requieren periodos de 10 a 12 horas a temperaturas entre 50 y 60°C para lograr retirar el 70-80% de la humedad de las frutas. En la figura 4c) se observa que, con el uso de ventiladores para la extracción de humedad, la temperatura se mantiene por debajo de los 40°C durante el día solar, esto por un lado ayuda a conservar nutrientes de los productos, pero también podría incurrir en la proliferación de hongos y levaduras si no se tienen las condiciones de higiene e inocuidad adecuadas en el manejo de los productos. Por otra parte, las cascaras y

la semillas podrían pasar también por procesos de secado para la elaboración de harinas o bien, mediante la trituration mecánica programas de manejo realizar la elaboración de composta.

4. Conclusiones

En este trabajo demostramos la viabilidad de implementación de secadores solares tipo invernadero como estrategia de circularidad y cero residuos en pequeñas comunidades productivas rurales como una forma de reducir las pérdidas de producción agrícola, dar valor agregado a las mermas de productos y generar mayores ingresos y bienestar en comunidades agrícolas y rurales. El diseño de secador solar implementado en este trabajo logra secar 70 kg de pulpa de fruta en 2 días solares. La implementación masiva de pequeños secadores solares en las cercanías de los sitios de cultivo junto con el diseño de políticas públicas para favorecer esquemas productivos de economía circular con enfoque pentahélice sugiere una vía hacia la agricultura rural sostenible al mismo tiempo que ayudaría a la disminución de emisiones de GEI del sector.

Agradecimientos: Al CONACYT - PRONACES 2022 por los recursos financieros para el proyecto 319456.

Referencias

- Al-Sinan, M. A., & Bubshait, A. A. (2022). The Procurement Agenda for the Transition to a Circular Economy. *Sustainability*, 14(18), 11528. <https://doi.org/10.3390/su141811528>
- Ardra, S., & Barua, M. K. (2022). Inclusion of circular economy practices in the food supply chain: Challenges and possibilities for reducing food wastage in emerging economies like India. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02630-x>
- Baah, C., Agyabeng-Mensah, Y., Afum, E., & Kumi, C. A. (2023). Do circular economy practices accelerate CSR participation of SMEs in a stakeholder-pressured era? A network theory perspective. *Journal of Cleaner Production*, 394, 136348. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136348>
- Elías Soto, J. M. (2020). *Generalidades y particularidades del cultivo de la yaca (Artocarpus heterophyllus Lam.): El árbol de la fruta de los sabores combinados*. <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/47192>
- Emara, K. (2023). Sustainable solid waste management in rural areas: A case study of Fayoum governorate, Egypt. *Energy Nexus*, 9, 100168. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100168>
- Messina, S., González, F., Saldaña, C., Peña-Sandoval, G. R., Tadeo, H., Juárez-Rosete, C. R., & Nair, P. K. (2022). Solar powered dryers in agricultural produce processing for sustainable rural development worldwide: A case study from Nayarit-Mexico. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 3, 100027. <https://doi.org/10.1016/j.cldb.2022.100027>
- Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, 104553. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553>
- Morseletto, P. (2023). Sometimes linear, sometimes circular: States of the economy and transitions to the future. *Journal of Cleaner Production*, 390, 136138. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136138>
- Raihan, A., Muhtasim, D. A., Farhana, S., Hasan, M. A. U., Pavel, M. I., Faruk, O., Rahman, M., & Mahmood, A. (2023). An econometric analysis of Greenhouse gas emissions from different agricultural factors in Bangladesh. *Energy Nexus*, 9, 100179. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100179>

USO DE FIBRAS A PARTIR DE RESIDUOS DE MUSÁCEAS PARA ELABORACIÓN DE TABLEROS DE PARTÍCULAS

Arias-Aguilar, Dagoberto¹; Araya-Salas, Monicka²; Arias-Ceciliano, Kevin³

¹Laboratorio ECOPLANT, Escuela de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Costa Rica

²Estudiante de maestría en Ciencias Forestales, Escuela de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Costa Rica

³Estudiante de maestría en Gestión de Recursos Naturales y Tecnologías de la Producción, Escuela de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Costa Rica

¹correo autor por correspondencia: darias@itcr.ac.cr

Resumen

Costa Rica es uno de los tres países exportadores de banano más importantes del mundo. En 2021, el país exportó unos 129 millones de cajas de banano (c. 18.14 kilos cada una), es decir, cerca de 2,3 millones de toneladas, quedando un residuo aproximado de 23 millones de toneladas de biomasa entre tallos, hojas, y partes del fruto. Adicionalmente se cultivan otras variedades de musáceas entre las que se destacan *Musa textilis*, mejor conocida como abacá, que produce una fibra de alto valor comercial y se exporta a diferentes países como materia prima. Todas estas plantaciones comerciales de musáceas generan un volumen muy considerable de residuos y tienen gran potencial en las fibras naturales presentes en el pseudotallo y que actualmente no se utilizan con excepción del abacá. Para lograr una transición del sector bananero hacia la economía circular, hay que darle valor a estos residuos para que se conviertan en coproductos y usar las fibras como biomaterial para producir nuevas soluciones a partir de la celulosa. En este trabajo se presentan los resultados experimentales de combinaciones de residuos de fibra de abacá con residuos de aserrín de madera para formar tableros de partículas. Los resultados preliminares indican un mejoramiento en las propiedades físico mecánicas de los productos elaborados en comparación con las piezas elaboradas únicamente con aserrín de madera y la posibilidad de mejorar las propiedades mediante el pretratamiento de las fibras.

Palabras clave: *Musa textiles*; fibras; tableros; residuos

1. Introducción

Los tableros de partículas se catalogan como una variación al tablero de madera sólida convencional (Bispo et al., 2022); fabricados a partir de materiales lignocelulósicos mediante la aplicación de un proceso de prensado y sellado con ciertos tipos de adhesivos sintéticos para consolidar las propiedades del panel (Sutanto et al., 2021). Se ha reportado que este tipo de tableros comprenden alrededor del 57% del total de la producción global de paneles a base de madera y tradicionalmente un aproximado del 95% del material lignocelulósico consumido para su fabricación, es de origen maderable (Chandran et al., 2023).

Debido a que la materia prima base necesaria para su confección es de bajo costo y su procesamiento es relativamente simple (Chandran et al., 2023), así como por su estabilidad dimensional (Tenorio et al., 2012), tamaño y resistencia adaptables a las necesidades del consumidor (Sutanto et al., 2021), y precio competitivo se presentan como una gran alternativa en la industria de la construcción de interiores (Costa et al., 2023). A pesar de estas ventajas, en las últimas dos décadas, la industria ha tenido que implementar adaptaciones al producto original, con respecto a la materia prima base utilizada para su manufactura (Moya-Roque et al., 2015); introduciendo así al concepto original “las combinaciones y/o aleaciones” con otros materiales además de la madera, como alternativa para conformar tableros compuestos; entre los

cuales, destacan los residuos agrícolas, las fibras vegetales no maderables, los residuos plásticos, entre otros (Janiszewska et al., 2022).

Costa Rica se ha destacado como uno de los principales productores y exportadores de musáceas en Centroamérica, con una larga tradición en el cultivo de banano y plátano para el mercado internacional (Ministerio de Agricultura y Ganadería, 2021). Más recientemente se ha reanudado el interés para la producción de fibras para exportación. La fibra de abacá (*Musa textilis*) se ha posicionado en la industria como un gran agente de refuerzo en la conformación de materiales compuestos (Ramnath et al., 2014), debido a que posee una concentración de celulosa de hasta 77% y un contenido de lignina relativamente bajo de hasta 9%, similar a los componentes maderables (Park et al., 2012); así como por su alta capacidad de tracción y poseer longitudes de hasta 3 metros (Bledzki et al., 2015).

Existe un vacío de información en cuanto a cuáles son las mejores proporciones de materia prima para la potenciación de las propiedades del producto final (Bispo et al., 2022); ya que cada especie posee una composición química única que puede llegar a disminuir las capacidades de compatibilidad del compuesto (Moya-Roque et al., 2015). Basado en lo anterior, el principal objetivo de este estudio fue evaluar las propiedades físico-mecánicas de tableros de partículas compuestos por residuos de fibra de *Musa textilis* y madera de *Gmelina arborea* en función de la proporción de partículas de abacá a con respecto a virutas de madera para la producción de tableros para uso interior en condiciones secas.

2. Metodología

Procedencia del material, procesamiento y fabricación de los tableros

La materia prima utilizada en la fabricación de los tableros compuestos corresponde a residuos convertidos en partículas de fibra de *M. textilis* y madera de *G. arborea*. La fibra de *M. textilis* se fraccionó en una trituradora industrial de plástico, mientras que la madera de melina se trituró en una chipeadora DPM-2 con 10 HP y 3700 RPM. Una vez fraccionados, ambos materiales fueron cribados manualmente en un tamiz de malla 50; con el fin de obtener partículas con dimensiones promedio de 5 ± 2 mm de largo para *M. textilis*; y 2 ± 1 mm de ancho y espesor con 5 ± 2 mm de largo para la especie *G. arborea*. El material procesado se secó a 50 ± 2 °C por un periodo de dos semanas, hasta alcanzar un contenido de humedad en equilibrio de alrededor del $4 \pm 1\%$. Las dimensiones de los tableros fueron de 350 mm x 350 mm x 12 mm, de una sola capa y una densidad estándar de 0,65 g cm⁻³. Se utilizó el adhesivo disponible en el país y facilitado por una de las industrias dedicadas a la fabricación de tableros, el producto utilizado fue Melamina Urea Formaldehído (MUF) y su catalizador (AkzoNobel 1247/2526, AkzoNobel Wood Coatings, USA) aplicada al 12% de resinosidad basado en el peso seco de las partículas en una relación 5:1 (adhesivo: catalizador) según instrucciones de la casa fabricante. La viscosidad de dicho adhesivo fue de 17500 MPa en promedio y el pH de 9,5 a 10,7 (todos los valores a 25 ± 2 °C). Se utilizó una batidora rotatoria industrial para producir la mezcla encolada de partículas. Una vez obtenida la mezcla impregnada, esta se moldeó manualmente en un molde de formación de madera previamente parafinado; y posteriormente se procedió a aplicar un pre-prensado en frío (condiciones ambientales) en una prensa manual de fabricación local por un periodo de cinco minutos. Una vez desmoldado, se aplicó el método de prensado en caliente con una

prensa hidráulica con capacidad de carga de 8000 kg; aplicando una fuerza de $6,5 \text{ kg cm}^{-1}$ por 15 minutos a $140 \text{ }^\circ\text{C}$, para permitir una mayor consolidación del curado.

El porcentaje de partículas de *G. arborea* (M) y *M. textilis* (A), utilizadas para la conformación de los tableros fueron los siguientes: Tratamiento 1 (T1): 40 (M):60 (A); Tratamiento 2 (T2): 60 (M): 40 (A); Tratamiento 3 (T3): 50 (M): 50(A); Tratamiento 4 (T4 Testigo): 100(M): 0 (A) y Tratamiento 5 (T5): 0 (M): 100 (A).

Caracterización de los tableros

Los tableros se acondicionaron en una cámara de control ambiental a una temperatura de $22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ al $65 \pm 1\%$ de humedad relativa, durante tres semanas hasta alcanzar un peso constante. Se fabricaron un total de 10 piezas por tratamiento en las mismas condiciones; para un total de 50 tableros. Una vez consolidado el tablero, se procedió a tomar diferentes probetas (10 para cada tratamiento), cuya selección se ajustó a lo descrito en la norma ASTM D4933-16 (2020). En cada una de las probetas se procedió de medir las siguientes propiedades:

Propiedades Físicas

Se evaluó la densidad al 12% (D12) siguiendo el método B descrito en la norma ASTM D2395-17 (2017) y el contenido de humedad (CH12) usando el método A de la norma ASTM D4442-20 (2020). Asimismo, se evaluó también el hinchamiento tangencial-radial y la absorción de humedad basado en los cambios del contenido de humedad en equilibrio del 12 al 18% (EMC) según la norma ASTM D4933-16 (2016), modificada para las condiciones ambientales de Costa Rica, y siguiendo la metodología propuesta por Moya et al. (2022).

Propiedades mecánicas

Se evaluó la tensión perpendicular a la superficie (IB) y la dureza (H); así como flexión estática (SB) y tensión paralela a la superficie (T||). Todas estas propiedades se determinaron según la norma ASTM D1037-12 (2012) en una máquina de pruebas universal Tinius Olsen (Modelo H10 KT Tinius Olsen TMC, Pasadena, CA, USA). Se verificó que los resultados obtenidos en las propiedades físico-mecánicas testeadas, cumplieran con los rangos mínimos establecidos por el Instituto Nacional Estadounidense de Estándares según el estándar ANSI A208.1-1999.

Análisis estadístico

Se utilizó un diseño completamente aleatorio mediante un análisis de varianza, para los cual se verificaron los supuestos de normalidad de los residuos y la homocedasticidad de las varianzas con las pruebas Shapiro-Wilks y Levene, respectivamente. Todos los análisis se ejecutaron en el software InfoStat v. 2020e.

2. Resultados

Propiedades físicas

En la tabla 1, se presentan los valores medios correspondientes a las propiedades densidad, gravedad específica, contenido de humedad, hinchazón radial y tangencial (12 al 18%) y EMC.

Tabla 1. Propiedades físicas de tableros de partículas a partir de diferentes proporciones de *M. textilis* y *G. arborea*.

Propiedad	T1	T2	T3	T4	T5
Densidad (g cm ⁻³)	0,60AB (0,05)	0,61AB (0,04)	0,58AB (0,03)	0,64B (0,04)	0,57A (0,07)
Contenido de humedad (%)	15,73D (0,41)	12,89B (0,51)	14,79C (0,45)	12,06A (0,41)	16,08D (0,55)
Hinchazón radial (%)	0,48BC (0,22)	0,18A (0,10)	0,26AB (0,12)	0,14A (0,08)	0,59C (0,25)
Hinchazón tangencial (%)	0,67C (0,30)	0,16AB (0,09)	0,25B (0,13)	0,09A (0,04)	0,46C (0,17)
EMC (%)	1,58D (0,09)	1,23B (0,06)	1,43C (0,08)	1,07A (0,03)	1,95E (0,10)

*Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar correspondiente. Letras A, B, C se utilizan para denotar las diferencias entre tratamientos, diferentes letras indican diferencias significativas al 0,05.

La densidad estándar de los tableros se estableció en 0,65 g cm³; lo cual, los cataloga como tableros de densidad media según el estándar ASTM. Según el análisis realizado, el tratamiento que presentó la densidad más cercana al valor estándar fue el tratamiento testigo (T4) con un valor promedio de 0,64 g cm³. Según lo observado, se afirma que conforme aumenta la proporción de *M. textilis* en la mezcla, se disminuye el valor de la densidad, aunque es notorio que no se presentaron diferencias significativas entre T1, T2 y T3 con el tratamiento testigo. Dichos tratamientos, obtuvieron valores por debajo del valor estándar, lo que puede deberse a varias razones; por un lado la probabilidad de perder partículas en la fase de desmoldado de los tableros; y por otro lado la variación de espesor causado por el cambio de temperatura y humedad que se da al momento de trasladar los tableros de la prensa caliente a la cámara de acondicionamiento (Mendes et al., 2014; Rangel et al., 2017). Del mismo modo, es de tener en cuenta que el tamaño de la partícula influencia de forma directa este parámetro, ya que se ha reportado que entre más pequeña la partícula mayor llega a ser la densidad del tablero (Hegazy & Ahmed, 2015; Fernandez-Garcia et al., 2019); por lo que la fibra, al ser anatómicamente diferente a la madera en cuanto a dimensiones, geometría y densidad pudo responder diferente a la presión aplicada, manifestándose en variaciones del grosor e irregularidades microscópicas dentro del tablero (Janiszewska et al., 2022). Según Halvarsson et al. (2010), independientemente de las razones expuestas anteriormente y aun cuando se consideren entre otros aspectos la uniformidad de una especie, la similitud del proceso de manufactura y el control uniforme de las variables volumen, presión y temperatura; la variabilidad de densidad dentro y entre muestras es siempre un factor fluctuante; lo cual, refuerza la probabilidad que la fabricación de tableros que involucran fibras lignocelulósicas muestren una variabilidad debido a su alta higroscopicidad (Bispo et al., 2022).

En cuanto al contenido de humedad reportado, se tiene que los tratamientos con proporciones mayores al 60% de *M. textilis* mostraron valores superiores al 15% y no presentaron diferencias significativas entre sí; mientras que los demás tratamientos si las presentaron, destacando que T4 y T2 mostraron valores de 11,38 y 12,27%, respectivamente. Resultados similares fueron obtenidos por Tenorio et al., (2012) para tableros de *G. arborea* (12,4 ± 1,64%), y los autores explican que al ser una especie de secado lento se presenta una predisposición a la presencia de bolsas de humedad posteriores al secado. A su vez, las variables hinchamiento radial y tangencial demostraron aumentos de entre 0,14-0,59 mm y 0,09-0,67 mm, respectivamente; en donde, los tratamientos T2 y T4 destacan por no presentar diferencias significativas.

En cuanto al incremento del contenido de humedad (EMC), se tiene que todos los tratamientos presentaron diferencias significativas entre sí, con valores en el rango de 1,07 a 1,95%, resultando nuevamente en un incremento creciente conforme aumentó la proporción de fibra.

Los valores medios de los parámetros hinchamiento en espesor (TS) y absorción de agua (WA), indican que durante las primeras 24 horas se dió el mayor incremento de espesor para todos los tratamientos, demostrando una vez más que a mayor proporción de *M. textilis* mayor fue el valor del hinchamiento y de absorción de agua. Se resaltan los valores obtenidos con el tratamiento T5, siendo que en las primeras 24 horas alcanzó un incremento en ambas variables de hasta 126% y 101,54%, donde alcanzaron la máxima saturación con leves cambios hasta las 96 horas, también se mostró que conforme pasó el tiempo de inmersión desde las 24 horas hasta las 96 horas, el aumento en el hinchamiento en espesor fue mínimo (fluctuó entre 1-4%) sin diferencias estadísticas, lo cual, es concordante con los resultados obtenidos por Masoodi et al. (2012). La absorción de agua presentó una tendencia al aumento conforme pasó el tiempo de inmersión. Es más notorio el proceso de absorción de agua en el T4, que pasó de 20% en 24 horas a 64% en 96 horas, en el resto de los tratamientos, las tendencias al aumento son más débiles, lo cual significa que en las primeras 24 horas absorbieron la máxima capacidad.

Analizando la diferencia entre los tratamientos, conforme pasó el tiempo se obtuvieron diferentes agrupaciones de las medias. En los diferentes períodos de inmersión, el tratamiento 5 que consiste en 100% de fibra de abacá, resultó significativamente diferentes al resto de los tratamientos, siendo el que más agua absorbió. También hubo diferencias significativas entre los tratamientos T1 y T2 (60 % de abacá y 40% de abacá, respectivamente), lo que concuerda con la disminución de la absorción en función de la disminución de la cantidad de fibra en el compuesto. Según Wang et al. (2016) el valor máximo deseable por alcanzar en este parámetro es el 19%, por lo cual el único tratamiento que se acercó a estos valores fue el testigo, lo que se relaciona a la estructura de las fibras vegetales lignocelulósicas que, por efecto de la capilaridad de agua permiten que la misma penetre de forma más profunda y eficiente (Buitrago et al., 2012); ya que por lo general presentan una estructura porosa con grandes cantidades de grupos hidroxilos en las cadenas de celulosa que son importantes para la capacidad de absorción de agua (Fiorelli et al., 2019). Entonces, los tratamientos con mayor cantidad de fibra que fueron los que obtuvieron las menores densidades, al no presentar una alta compresibilidad, permitieron una mayor penetración entre capilares y bolsas de aire (Rangel et al., 2014). Mirindi et al. (2021) reafirman este hecho, al destacar que una alta densidad disminuye la probabilidad de absorción de agua, independientemente del tiempo de inmersión de las piezas.

Propiedades mecánicas

En la tabla 2, se muestran las propiedades mecánicas evaluadas. En cuanto a flexión estática, se tiene que el módulo de ruptura (MOR) mostró que el tratamiento T2 no presentó diferencias significativas con el testigo, pero sí con los tratamientos con más del 60% de fibra (T1 y T5). Asimismo, el módulo de elasticidad (MOE) o módulo de flexión no presentó diferencias significativas del tratamiento testigo (T4) con respecto a los demás tratamientos; destacando el hecho de que el tratamiento T2 (40% fibra) mostró el valor más alto de MOE (17,47 MPa). En relación a esto, la cantidad de extractivos presentes en la fibra utilizada en este estudio, pudo contribuir a las variaciones presentes en los resultados dentro un mismo tratamiento; ya que como afirma Moya et al. (2014) para obtener las propiedades mecánicas esperadas en los tableros es necesario que exista compatibilidad química entre los componentes que lo conformaran y adicionalmente (Han et al., 1998) mencionan también la interacción en el curado del adhesivo. Adam et al. (2018) demostraron los efectos de la compatibilidad química en tableros con bagazo de palma. Asimismo, se ha demostrado que la orientación y distribución de las fibras dentro del tablero tiene un efecto en la resistencia a la flexión, una incorrecta orientación causa disminución en la resistencia (Nishimura et al., 2004).

Tabla 2. Propiedades mecánicas de tableros de partículas compuestos a diferentes proporciones de las especies *M. textilis* y *G. arborea*.

Propiedad		T1	T2	T3	T4	T5
Flexión estática (SB)	MOE (GPa)*	10,03A (5,43)	17,04B (7,26)	13,73AB (2,32)	13,76AB (8,02)	8,84A (8,60)
	MOR (MPa)*	22,91AB (3,05)	28,02C (8,45)	26,04ABC (8,39)	28,06BC (5,04)	18,92A (9,20)
Tensión paralela (T)	MOE (MPa)	18,82A (18,10)	58,38B (24,18)	36,57AB (16,09)	104,97C (27,32)	21,54A (14,54)
	Esfuerzo máximo (MPa)	0,84A (0,50)	0,98A (0,34)	0,88A (0,31)	2,31B (0,58)	0,78A (0,42)
Tensión perpendicular (IB)	Esfuerzo máximo (MPa)	0,17A (0,07)	0,25AB (0,06)	0,23AB (0,09)	0,62C (0,06)	0,29B (0,05)
Dureza (H)	Carga máxima (kg)	149,13A (32,57)	225,33BC (39,44)	191,78B (20,73)	235,16C (26,86)	141,57A (41,52)

Nota: Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar correspondiente. Letras diferentes indican diferencias significativas al 0,05. Parámetros destacados con un (*) corresponden a los resultados analizados con pruebas no paramétricas.

El esfuerzo máximo correspondiente a tensión paralela demostró que no existen diferencias significativas entre los tratamientos que incluían fibra, pero sí entre ellas con el testigo; mientras que en el módulo de elasticidad (MOE||) se determinó que los tratamientos T2 y T3 no presentan diferencias significativas entre sí. Todos los tratamientos que contenían alguna proporción de fibra, se diferenciaron significativamente del testigo. Esto se puede explicar debido a que una vez más las partículas con diámetro milimétrico de *M. textilis* al ser naturalmente más pequeñas que las virutas de madera, pudieron influir en estas variables (Neitzel et al., 2022)

El esfuerzo máximo derivado de la propiedad tensión perpendicular a la superficie (IB), demostró que no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos T2 y T3 entre sí, ni con respecto a los tratamientos T1 y T5. El tratamiento T5, se destacó por mostrar valores promedio de 0,62 MPa; mientras que los demás se mantuvieron en el rango de 0,17 a 0,29 MPa. De igual manera, este comportamiento puede explicarse una vez más, debido a que esta propiedad se incrementa en función de la densidad y la relación de compresibilidad, ya que, al existir un mayor contacto entre las partículas y mayor densificación, se da una mayor eficiencia del adhesivo (Zambrano et al., 2013; Fiorelli et al., 2019).

Según el Instituto Nacional Estadounidense de Estándares (ANSI A208.1-1999), las especificaciones mínimas y máximas establecidas para tableros de partículas de uso general de los parámetros MOR y MOE son 3,0-23,5 MPa y 550-3100 MPa, respectivamente; mientras que para el IB el rango se encuentra entre 0,14-1 MPa. Entonces, según esto, el único tratamiento que cumple con los requerimientos para tableros para uso interior en condiciones secas en grado M-1 fue el tratamiento testigo. A pesar de ello, los tratamientos T2 y T3 cumplen con las especificaciones para los tableros de baja densidad de grado LD-2.

Respecto a la variable dureza (H), se demostró que los tratamientos T4 y T2 no presentaron diferencias significativas con una capacidad de carga máxima mayor a los 225 kg. Así como es el caso con los tratamientos T1 y T5 (141,57-149,13 kg), en los cuales se presentaron las menores capacidades de carga, correspondientes a los tratamientos compuestos con proporciones mayores al 60% de fibra. Estos resultados son congruentes con los resultados proporcionados por Valasek et al. (2018) que descubrieron que al incorporar fibras de *M. textilis* en compuestos, se conduce a una disminución de la dureza. Según

esto, ninguno de los tratamientos cumplió con los valores mínimos establecidos por ANSI para tableros con densidades mayores a 640 kg m⁻³ para esta propiedad en específico.

Como se mencionó anteriormente, la exposición a humedades altas provoca que la estabilidad dimensional de estos materiales se vea afectada; lo cual, se traduce en la liberación de tensiones entre la matriz y el adhesivo que, por consiguiente, disminuyen las propiedades mecánicas del panel (Fiorelli et al., 2019; Wong et al., 2020).

4. Conclusiones

La reducción gradual de las proporciones de fibra de *M. textilis* promovió aumentos progresivos en los valores de densidad, contenido de humedad, MOR, MOE e IB. Entonces, proporciones mayores al 40% de *M. textilis* disminuyen significativamente la calidad general de los tableros. En todos los tratamientos con proporciones menores al 50 % de fibra, los valores de MOR superaron los puntos máximos de referencia del estándar utilizado.

Las propiedades densidad (0,64 g cm⁻³), MOR (28,06 MPa) e IB (0,62 MPa) de los paneles correspondientes al tratamiento T4 (testigo 100 viruta de madera), cumplieron con las especificaciones mínimas establecidas para tableros de partículas para uso en condiciones secas. En cuanto a los tratamientos T2 y T3, se determinó que los mismos cumplen con las especificaciones mínimas requeridas para los tableros de baja densidad de grado LD-2.

En general, la calidad de los tableros según la metodología de este estudio es susceptible a mejoras y debe continuarse con nuevos experimentos; por lo cual, el desafío futuro es mejorar las propiedades generales de los paneles y se recomienda realizar un estudio más amplio en el cual se involucren otros tipos de fibras y de maderas, menores proporciones de fibra, pretratamiento de la fibra, uso de la pulpa de fibra así como el uso de otros aditivos de origen orgánico, utilizados con diferentes dosificaciones de adhesivo y tamaños de partícula.

La valorización de los residuos forestales y agroindustriales para la manufactura de este tipo productos para darle mayor valor agregado, puede ser beneficioso para la economía de los productores, así como para el ambiente ya que puede catalogarse como un método de fijación de carbono sostenible; contribuyendo a la transición del país hacia la bioeconomía circular.

Agradecimientos

Esta investigación formó parte del proyecto de investigación “Impulso tecnológico a los sistemas agroforestales para la producción sostenible de fibras naturales para exportación: cultivo de abacá (*Musa textilis* Née) como alternativa versátil para productores rurales en Costa Rica” código CF 1401093, financiado por la Vicerrectoría de Investigación y Extensión (VIE) y por el Sistema de Posgrados del TEC.

Referencias

Adam, A. B. A., Basta, A. H. & El-Saied, H. (2018). Evaluation of palm fiber components an alternative biomass wastes for medium density fiberboard manufacturing. *Maderas, Ciencia y tecnología*, 20(4), 579-594. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-221X2018005004601>

ANSI A208.1-1999. (1999). “American National Standard for Particleboard”, Composite Panel Association 18928 Premiere Court, Gaithersburg, MD 20879-1569, USA.

ASTM D1037-12. (2020). “Standard Test Methods for Evaluating Properties of Wood-Base Fiber and Particle Panel Materials”, ASTM International, West Conshohocken, PA, USA. <https://doi.org/10.1520/D1037-12R20>

ASTM D4442-20. (2020). "Standard Test Methods for Direct Moisture Content Measurement of Wood and Wood-Based Materials", ASTM International, West Conshohocken, PA, USA. <https://doi.org/10.1520/D4442-20>

ASTM D4933-16. (2021). "Standard Guide for Moisture Conditioning of Wood and Wood-Based Materials", ASTM International, West Conshohocken, PA, USA. <https://doi.org/10.1520/D4933-16R21>

ASTM D2395-17. (2022). "Standard Test Methods for Density and Specific Gravity (Relative Density) of Wood and Wood-Based Materials", ASTM International, West Conshohocken, PA, USA. <https://doi.org/10.1520/D2395-17R22>

Bispo, R. A., Trevisan, M. F., da Silva, S. A., Aquino, V. B. D. M., Saraiva, R. L. D. P., Arroyo, F. N., ... & Christoforo, A. L. (2022). Production and evaluation of particleboards made of coconut fibers, pine, and eucalyptus using bicomponent polyurethane-castor oil resin. *BioResources*, 17(3), 3944. <https://doi.org/10.15376/biores.17.3.3944-3951>

Buitrago, B., Henao, Á. P., Ayala, O. & Mejía, P. (2012). Tableros de partículas de polvillo de aserrín reforzados con subproductos reciclados (TAR). *Informador técnico*, (76), 84-92. <https://doi.org/10.23850/22565035.32>

Bledzki, A. K., Franciszczak, P., Osman, Z. & Elbadawi, M. (2015). Polypropylene biocomposites reinforced with softwood, abaca, jute, and kenaf fibers. *Industrial Crops and Products*, 70, 91-99. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.03.013>

Chandran, A., Ismail, A., Charles, B. & Thejal, T. T. (2023). Particle board using rice husk and coconut fibre. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 12. <https://doi.org/10.7770/safer-V12N1-art2757>

Costa, L. J., Paula, E. A. D. O., Melo, R. R. D., Scatolino, M. V., Albuquerque, F. B. D., Oliveira, R. R. A. D., ... & Rodolfo Junior, F. (2023). Improvement of the properties of hardboard with heat treatment application. *Matéria. Revista Materia*, 28(1). <https://doi.org/10.1590/1517-7076-RMAT-2022-0291>

Fiorelli, J., Bueno, S. B. & Cabral, M. R. (2019). Assessment of multilayer particleboards produced with green coconut and sugarcane bagasse fibers. *Construction and Building Materials*, 205, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.02.024>

Halvarsson, S., Edlund, H. & Norgren, M. (2010). Wheat straw as raw material for manufacture of medium density fiberboard (MDF). *BioResources*, 5(2), 1215-1231. <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/wheat-straw-as-raw-material-for-manufacture-of-medium-density-fiberboard-mdf/>

Han, G., Zhang, C., Zhang, D., Umemura, K. & Kawai, S. (1998). Upgrading of urea formaldehyde-bonded reed and wheat straw particleboards using silane coupling agents. *Journal of Wood Science*, 44, 282-286.

Hegazy, S. & Ahmed, K. (2015). Effect of date palm cultivar, particle size, panel density and hot water extraction on particleboards manufactured from date palm fronds. *Agriculture*, 5(2), 267-285. <https://doi.org/10.3390/agriculture5020267>

Janiszewska, D., Żurek, G., Martyniak, D. & Bałęczny, W. (2022). Lignocellulosic Biomass of C3 and C4 Perennial Grasses as a Valuable Feedstock for Particleboard Manufacture. *Materials*, 15(18), 6384. <https://doi.org/10.3390/ma15186384>

Masoodi, R. & Pillai, K. M. (2012). A study on moisture absorption and swelling in bio-based jute-epoxy composites. *Journal of Reinforced Plastics and Composites*, 31(5), 285-294. <http://dx.doi.org/10.1177/0731684411434654>

Mendes, R. F., Mendes, L. M., Mendonça, L. L., Guimarães Júnior, J. B. & Mori, F. A. (2014). Qualidade de painéis aglomerados homogêneos produzidos com a madeira de clones de *Eucalyptus urophylla*. *Cerne*, 20, 329-336. <https://doi.org/10.1590/01047760.201420021273>

Ministerio de Agricultura y Ganadería. (2021). Musáceas: Banano y plátano. Recuperado el 28 de marzo de 2023, de <https://www.mag.go.cr/alimentos/otros-cultivos/musaceas-banano-y-platano>

Mirindi, D., Onchiri, R. O. & Thuo, J. (2021). Physico-mechanical properties of particleboards produced from macadamia nutshell and gum arabic. *Applied sciences*, 11(23), 11138. <https://doi.org/10.3390/app112311138>

Moya, R., Camacho, D., Oporto, G. S., Soto, R. F. & Mata, J. S. (2014). Physical, mechanical and hydration kinetics of particleboards manufactured with woody biomass (*Cupressus lusitanica*, *Gmelina arborea*, *Tectona grandis*), agricultural resources, and Tetra Pak packages. *Waste management & research*, 32(2), 106-114. <https://doi.org/10.1177/0734242X13518959>

Moya-Roque, R., Camacho-Cornejo, D., Soto-Fallas, R. & Mata-Segreda, J. (2015). Internal bond strength of particle boards manufactured from a mixture of *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* and *Cupressus lusitanica* with the fruit of *Elaeis guineensis*, leaves of *Ananas comosus* and tetra pak packages. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 12(28), 36-45. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v12i28.2098>

Neitzel, N., Hosseinpourpia, R., Walther, T. & Adamopoulos, S. (2022). Alternative Materials from Agro-Industry for Wood Panel Manufacturing—A Review. *Materials*, 15(13), 4542. <https://doi.org/10.3390/ma15134542>

Nishimura, T., Amin, J. & Ansell, M. P. (2004). Image analysis and bending properties of model OSB panels as a function of strand distribution, shape and size. *Wood Science and Technology*, 38(4), 297-309.

Ramnath, B. V., Manickavasagam, V. M., Elanchezian, C., Krishna, C. V., Karthik, S. & Saravanan, K. (2014). Determination of mechanical properties of intra-layer abaca–jute–glass fiber reinforced composite. *Materials & Design*, 60, 643-652. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matdes.2014.03.061>

Rangel, L., Moreno, P., Trejo, S. & Valero, S. (2017). Propiedades de tableros aglomerados de partículas fabricados con madera de *Eucalyptus urophylla*. *Maderas. Ciencia y tecnología*, 19(3), 373-386. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2017005000032>

Sutanto, T. D., Banon, C., Trihadi, B. & Damayani, N. F. (2021). Effect of Grain Size Coconut Frond Powder on The Strength of Particle Board. *Journal of Physics: Conference Series*, 1940(1), 012043. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1940/1/012043>

Tenorio, C., Moya, R. & Camacho, D. (2012). Propiedades físico-mecánicas de tableros terciados construidos con especies tropicales de plantaciones para uso estructural. *Cerne*, 18 (2), 317-325. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74423522017>

Wang, J. & Hu, Y. (2016). Novel particleboard composites made from coir fiber and waste banana stem fiber. *Waste and biomass valorization*, 7, 1447-1458. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-016-9523-3>

Wong, M. C., Hendrikse, S. I., Sherrell, P. C. & Ellis, A. V. (2020). Grapevine waste in sustainable hybrid particleboard production. *Waste Management*, 118, 501-509. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.007>

Valášek, P., D'amato, R., Müller, M. & Ruggiero, A. (2018). Musa textilis cellulose fibres in biocomposites—An investigation of mechanical properties and microstructure. *BioResources*, 13(2), 3177-3194. <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/musa-textilis-cellulose-fibres-in-biocomposites-an-investigation-of-mechanical-properties-and-microstructure/>

Zambrano, L., Moreno, P., Muñoz, F., Durán, J., Garay, D. & Valero, S. (2013). Tableros de partículas fabricados con residuos industriales de madera de *Pinus patula*. *Madera y bosques*, 19(3), 65-80. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712013000300006&lng=es&nrm=iso

POMEGRANATE PEELS VALORIZATION: TOWARDS THE CO-PRODUCTION OF BIOETHANOL AND LACTIC ACID

Tomás-Pejó, Elia^{1*}; Demiray, Ekin^{1,2}; González-Fernández, Cristina^{1,3,4}

¹ Biotechnological Processes Unit, IMDEA Energy, Móstoles, Madrid, 28935, Spain

² Medical Laboratory Techniques Department, Health Services Vocational High School, Ankara

³ Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, School of Industrial Engineering, University of Valladolid, Dr. Mergelina, s/n, Valladolid, 47011, Spain

⁴ Institute of Sustainable Processes, Dr. Mergelina, s/n, Valladolid, 47011, Spain

*elia.tomas@imdea.org

Abstract

Lignocellulose represents a nearly unlimited source of residual biomass to produce renewable energy and bio-based materials. However, the use of lignocellulose as feedstock for bioproducts involves the presence of multiple sugars (glucose, xylose). The lack of microorganisms that can efficiently utilize 5-carbons sugars and the need of optimized fermentation conditions are still challenging issues for lignocellulosic biorefineries. This study proposes the co-generation of bioethanol and lactic acid (LA) from pomegranate peel (PP) residues. PP is a cheap and abundant by-product of the food processing industry rich in cellulose and hemicellulose. This work firstly studied the effect of sequential inoculation and co-inoculation of *Kluyveromyces marxianus* CECT 10875 and *Bacillus coagulans* A20 to co-produce bioethanol and LA in synthetic media. Once the inoculation strategy and pH process were optimized, both bioethanol and LA were produced using PP hydrolysates obtained after enzymatic hydrolysis of PP at 10, 15 and 20% (w/w) substrate loading. In PP hydrolysates obtained from 10% (w/w) substrate loading, co-inoculation of *K. marxianus* and *B. coagulans* resulted in 13.7±1.0 g/L bioethanol and 5.5±0.2 g/L LA. On the other hand, when hydrolysates derived from 20% (w/w) PP, the maximum bioethanol and LA concentrations significantly increased to 32.9±2.6 g/L (80% of the maximum theoretical yield) and 15.0±2.0 g/L (98% of the maximum theoretical yield), respectively. Despite the different optimum conditions for *K. marxianus* and *B. coagulans* fermentation (*e.g.* pH and oxygen presence), simultaneous inoculation was a useful tool for bioethanol/LA co-generation and could help improving process efficiency in lignocellulosic biorefinery approaches.

Keywords: Pomegranate peel; bioethanol; lactic acid; *Kluyveromyces marxianus*; *Bacillus coagulans*

1. Introduction

Pomegranate (*Punica granatum* L.) is a popular fruit with antiviral, anticancer, antioxidant, and anti-inflammatory activities (Viuda-Martos et al., 2010). After pomegranate processing, nearly half of the total weight comes out as pomegranate peel (PP) with high organic matter and water content. Therefore, the disposal of PP creates a significant risk to the environment and is an important problem for pomegranate producers (Goula and Lazarides, 2015; Talekar et al., 2018). Due to its characteristics similar to other lignocellulosic residues, PP may offer a considerable amount of biotechnological solutions such as the source of polyphenols and polysaccharides (*e.g.* cellulose and hemicellulose) for producing biofuels and bioproducts (Rajha et al., 2019; Zhu et al., 2015).

Among the bioproducts, bioethanol is a biofuel used as a substitute for gasoline in a complete or partial way. On the other hand, lactic acid (LA) is a building block to obtain other chemicals and biopolymers and a versatile chemical with plenty of applications in food and pharma. The co-generation of lactic acid and bioethanol from different lignocellulosic materials, including wheat straw and gardening residues, is proposed in this

Bioethanol is a widely available biofuel that has lower carbon emissions than gasoline and it can also be converted into further chemicals such as ethylene (Morschbacker, 2009), carboxylic acids (De Souza et al., 2014), acetone, diethyl ether or propylene (Posada et al., 2013). The common waste of producing bioethanol from lignocellulose through ethanolic fermentation with yeasts. In this sense, *Kluyveromyces marxianus* is one of the most interesting bioethanol producers showing very high growth rates as well as tolerance to acids and high temperatures (Leonel et al., 2021). However, *K. marxianus* does not use xylose which results in an inefficient lignocellulose conversion process. To attain the complete valorization the lignocellulose, LA bacteria such as *B. coagulans* could be used to efficiently use xylose. This bacterium can turn xylose into optically pure LA that is particularly advantageous for poly-lactic acid (PLA) production with has multiple applications in the food, plastic, medicine, and chemical industries (Cubas-Cano et al., 2018).

In a biorefinery, when more than one microorganism are involved, the optimization of fermentation conditions is an important challenge. Oxygen presence, for example, is a critical factor since some yeasts can produce bioethanol from sugars in presence of oxygen (Dai et al., 2018), but anaerobic conditions are required by most of the LA producers (Cubas-Cano, et al., 2019).

Due to this, little attention has been given to the beneficial effects that a co-production strategy aiming at different bioproducts by means of co-cultivation of microorganisms can offer. In the particular case of bioethanol and LA co-production, oxygen depletion during alcoholic fermentation could promote LA production. In this study, *K. marxianus* CECT 10875 was used for bioethanol production from hexoses while xylose was fermented into optically pure L-LA by *B. coagulans* in a single step. The thermotolerant nature of *K. marxianus* allowed its co-cultivation with *B. coagulans* which has an optimum growth temperature of around 50 °C (Konuray and Erginkaya, 2018).

This work studied for the first time the effect of sequential inoculation and co-inoculation of *K. marxianus* CECT 10875 and *B. coagulans* A20 to co-produce bioethanol and LA in synthetic media. Once the inoculation strategy and pH (5-7) were optimized, both bioethanol and LA were produced using PP hydrolysates obtained after enzymatic hydrolysis of PP at 10, 15 and 20% (w/w) substrate loading.

2. Methodology

2.1. Microorganisms and preculture conditions

K. marxianus CECT 10875 was kept in YPDA (10 g/L yeast extract, 20 g/L peptone, 20 g/L dextrose and 20 g/L agar) medium at 4 °C. For preculture, one colony of cells was inoculated in 250-mL shake flasks with 100 mL of YPD medium (same composition as indicated previously without agar). Flasks were incubated overnight at 42 °C and 150 rpm. Following, cells were centrifuged at 4000 rpm for 5 min at 4 °C. The supernatant was discarded and the weight of the pellet was measured. Pellet was resuspended again in distilled water to get an inoculum size of 1 g/L dry cell weight in fermentation experiments.

B. coagulans A20, kindly supplied by the Bioengineering Department of Leibniz Institute for Agricultural Engineering and Bioeconomy (ATB/Potsdam, Germany) was previously evolved to tolerate high ethanol concentrations (Cubas-Cano et al. 2020). Modified MRS containing 20 g/L glucose, 20 g/L xylose, 5 g/L yeast extract, 10 g/L beef extract, 10 g/L peptone, 5 g/L sodium acetate, 2 g/L ammonium citrate, 2 g/L K₂HPO₄, 0.2 g/L MgSO₄·7 H₂O, 0.05 g/L MnSO₄·H₂O and 20 g/L CaCO₃ was used as media for preculture growth. Preculturing was performed overnight at 52 °C and 150 rpm in anaerobic conditions. To obtain strict

anaerobic conditions, 120-mL clamped flasks with 50 mL of medium were flushed with filtered helium at 0.5 bar for 2 min aseptically. The remaining air in the clamped flasks was expelled with a gas outlet. The gas composition of the clamped flasks was measured by gas chromatography. Fermentation experiments were inoculated with 5% (v/v) of inoculum size.

2.2. Microorganisms and preculture conditions

YPDX (10 g/L yeast extract, 20 g/L peptone, 20 g/L glucose and 20 g/L xylose) medium was used for simultaneous production of bioethanol and LA. Fermentation tests were run in triplicates in 120-mL clamped bottles with 50 mL of working volume. Strict anaerobic conditions were not created and experiments were carried out at pH 5, 6, and 7.

For sequential inoculation, *B. coagulans* A20 was inoculated 18 h after *K. marxianus* inoculation when oxygen depletion took place. For co-inoculation, both microorganisms were added to the media at the same time. Fermentation temperature was 45 °C and agitation speed was 150 rpm. CaCO₃ (20 g/L) was added to maintain the pH along fermentation. Samples were collected at 1, 2, 4, 18, 24, 48, and 72 h for sugar (glucose, fructose and xylose), xylitol, bioethanol and LA determination.

2.2. Enzymatic hydrolysis of PP and subsequent fermentation for bioethanol/LA co-production

PP composition is given in Table 1. Enzymatic hydrolysis of PP at three different substrate loadings (10, 15 and 20 % w/v) was performed to get three different PP hydrolysates. Enzymatic hydrolysis was performed at 50 °C and pH 5 for 72 h without previous pretreatment of the PP. Celluclast 1.5 L (60 FPU/mL, Novozymes, Denmark), β -glucosidase (600 IU/mL, Novozymes, Denmark), CellicHtec2 (300 IU/mg, Novozymes, Denmark) and β -xylosidase (118 IU/mg, Megazyme/Ireland) were added at 15 FPU/g substrate, 15 IU/g substrate, 50 IU/mg substrate and 0.1 IU/mg substrate, respectively. After hydrolysis, hydrolysates were centrifuged for particle removal and the supernatant was filtered with 0.22 μ m membrane filter before the fermentation experiments.

Table 1. Composition of PP

Component	
Acid insoluble lignin (%)	21.3±0.3
Cellulose (%)	15.8±0.5
Xylan (%)	4.4±0.2
Galactan (%)	1.7±<0.1
Arabinan (%)	2.3±0.1
Mannan (%)	0.4±<0.1
Hemicellulose (%)	8.7±0.3
Acetyl groups (%)	1.5±<0.1
Humidity (%)	70.4±0.3
Total nitrogen (g/L)	16.5±1.3

For PP hydrolysates fermentation, simultaneous inoculation and pH 6 were used. Experiments were carried out in 120-mL clamped flask with 50 mL of media at 45 °C and 150 rpm.

2.4. Calculations

Bioethanol yields ($Y_{EtOHmax}$) were defined according to (1) :

$$Y_{EtOHmax}: \frac{C_{max EtOH} (g/L)}{C_{consumed sugar} (Glucose and Fructose g/L)} \quad (1)$$

$C_{consumed sugar}$ is the concentration of consumed glucose and fructose and $C_{max EtOH}$ is the maximum bioethanol concentration.

LA yields (Y_{LAmax}) were calculated according to (2).

$$Y_{LAmax}: \frac{C_{max LA} (g/L)}{C_{consumed sugar} (Xylose g/L)} \quad (2)$$

$C_{consumed sugar}$ is the concentration of consumed xylose and $C_{max LA}$ is the maximum LA concentration obtained in the specific time.

2.5. Analytical methods

PP were characterized according to the National Renewable Energy Laboratory (NREL) protocols (LAP-001, LAP-002, LAP-003, LAP-004, LAP-017, and LAP-019).

Oxygen presence in the clamped flasks was measured in a gas chromatography equipped with a thermal conductivity detector (TCD/Clarus 580 GC, PerkinElmer). Gas composition was determined in a HSN6e60/80 Sulfinert P packed column (70x1/8" O.D.) and MS13X4-09SF2 40/60 P packed column (9'x 1/8" O.D.) (PerkinElmer).

Before analyses, samples were collected and centrifuged at 13000 rpm for 5 min. The supernatant was transferred to a new tube and was purified with the Carrez clarification kit following the manufacture protocol (Merck, HC160131). After the second centrifugation, the pellet was discarded and the supernatant was filtered through 0.22 μ m membrane filters (Thermo Scientific® Nylon 0.2 μ m). An HPLC system (Agilent) equipped with Refractive Index Detector (RID) and aminex HPX-87H column (Bio-Rad Labs, Hercules, CA) was used for glucose, xylose/fructose, xylitol, LA, acetic acid and bioethanol quantification. The column temperature was 50 °C and 5 mM H₂SO₄ was used as a mobile phase, the flow rate was 0.5 mL/min and the injection volume was 20 μ L. Since xylose and fructose can not be separated in this column, the whole fermentable sugar profile of PP after enzymatic hydrolysis and during fermentation were determined in CarboSep CHO 682 column (Teknokroma). In this case, the column temperature was set to 80 °C, ultrapure water was used as a mobile phase and the flow rate was 0.4 mL/min.

3. Results and discussion

3.1. Effect of simultaneous and sequential inoculation on bioethanol and LA co-production from synthetic media at different pH

Optimum pH range for the yeasts is 4-6 while the optimum pH for the LA bacteria is around 5.5-6.5 (Liu et al., 2015; Rawoof et al., 2021). Thus, pH optimization is a crucial step to maximize product yields in a co-culture. Independently of the pH, when both microorganisms were inoculated at the same time, negligible amounts of LA were detected during the initial hours of process while the oxygen presence was still high (Fig. 1a, c, e). LA concentrations started to increase after oxygen depletion at around 4 h and LA reached its maximum concentration at 18-24 h concomitantly with xylose depletion. In this case, when both microorganisms were co-inoculated, the highest bioethanol concentration (9.1 \pm 0.8 g/L) and yield (0.51 \pm 0.04 g/g) were obtained at pH 6. These values significantly decreased when pH was 5 and 7. However, no significant differences were observed in the maximum LA concentration and yield, pointing at yeast being more susceptible to process pH than bacteria.

In sequential inoculation, both the maximum bioethanol and LA concentrations (8.0 \pm 0.1 g/L and 15.9 \pm 0.2 g/L, respectively) and yields (0.45 \pm 0.01 g/g and 0.92 \pm 0.02 g/g, respectively) were reached at pH 6. In sequential inoculation process pH affected LA production that was significantly higher at pH 6 when compared to pH 5 and 7. These results clearly showed that the type of inoculation affected both LA and

bioethanol generation and that fermentation pH also affected the process differently depending on the inoculation strategy.

In the present study, LA concentration at 54 h in simultaneous inoculation was always higher than that at 72 h of process in sequential inoculation (54 h after *B. coagulans* addition) (Figure 1). The unexpected very quick oxygen depletion (4 h) favored *B. coagulans* to produce LA very rapidly also when co-inoculated with *K. marxianus*. This result evidenced that it was not necessary to delay *B. coagulans* addition.

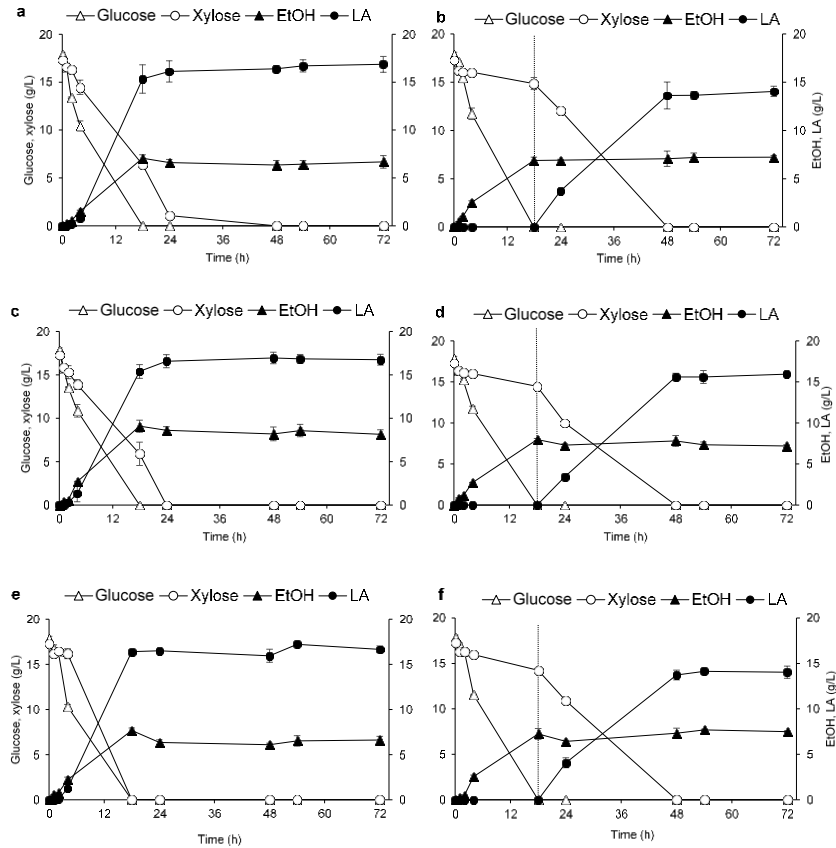


Figure 1. Fermentation of YPDx media with simultaneous inoculation (a, c, e) and sequential inoculation (b, d, f) of *K. marxianus* and *B. coagulans*. pH 5 (a, b), 6 (c, d) and 7 (e, f). The dotted lines in b, d and f show *B. coagulans* inoculation time.

At all tested pHs, simultaneous inoculation resulted in higher LA concentrations in comparison with sequential inoculation. These higher yields and titers could also be explained by synergistic interactions between microorganisms at early stages of fermentation. A recent study reported that *Lactobacillus plantarum* increased the ethanol tolerance of *Saccharomyces cerevisiae* by promoting the expression of trehalose, ergosterol, proton pumps and stress response transcriptional activators (He et al., 2021). These findings pointed at co-inoculation as beneficial strategy for bioethanol/LA co-generation. Thus, simultaneous inoculation of *K. marxianus* CECT 10875 and *B. coagulans* A20 was selected for fermentation experiments of PP hydrolysates at pH 6.

3.2. Bioethanol/LA co-generation from PP derived-hydrolysates

PP was hydrolysed without any previous pretreatment to obtain sugar-rich PP hydrolysates in enzymatic hydrolysis of PP at different substrate loadings (10, 15 and 20% w/w). Hydrolysates derived from enzymatic hydrolysis at higher substrate loading, contained higher sugar concentrations (being 41.2, 62.9 and 84.6 g/L of total sugars in 10, 15 and 20% PP-hydrolysates, respectively) that could ultimately result in higher product concentrations.

The time courses of bioethanol/LA production from PP hydrolysates are given in Figures 2a, b and c. In 10%-PP, glucose was not detected after 24 h of the process and it was exhausted at 48 h and 72 h in 15% and 20%-PP loadings, respectively. In 10% and 15%-PP hydrolysates, the maximum bioethanol and LA concentrations were obtained at 48 h while maximum concentration was attained at 120 h with 20%-hydrolysate. The higher sugar concentration in 20%-PP hydrolysate when compared with 10% and 15%-PP hydrolysates provoked a delay in sugar exhaustion as well as product generation and resulted in longer fermentation time.

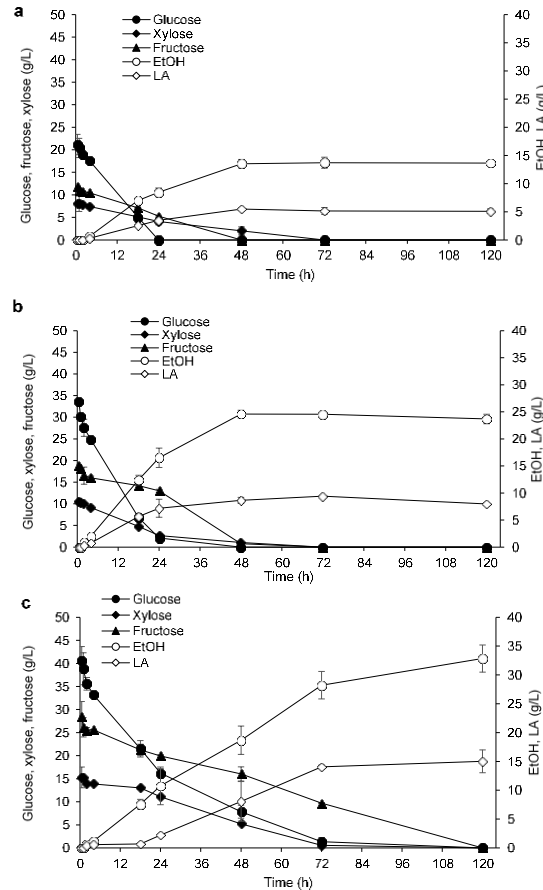


Figure 2. Time course of bioethanol/LA co-production with simultaneous inoculation and pH 6 in PP hydrolysates derived from a) 10% w/w PP b) 15% w/w PP c) 20% w/w PP.

In 10%-PP hydrolysate, 13.7 ± 1.0 g/L bioethanol and 5.5 ± 0.2 g/L LA were produced, respectively. These concentrations increased to 24.6 ± 0.1 g/L and 9.4 ± 0.1 g/L for bioethanol and LA, respectively in 15%-PP hydrolysate and to 32.9 ± 2.4 g/L and 15.0 ± 2.0 g/L, when 20%-PP hydrolysate was used. Bioethanol yield was 0.41 ± 0.02 g/g from 10%-PP hydrolysate and significantly increased to 0.47 ± 0.01 g/g when fermenting 15%- and 20%-PP hydrolysates. The very high bioethanol concentrations and yields obtained from 15%- and 20%-PP hydrolysates indicated that 92.7% of the theoretical maximum bioethanol was produced considering both glucose and fructose. These bioethanol concentrations and yields were significantly higher than those previously reported from PP. For example, Mazaheri et al., (2021) found that *S. cerevisiae* produced 12.9 g/L bioethanol when PP loading was 12.8% w/v. In another study, the bioethanol yield of *Metschnikowia cibodasensis* was 0.41 g/g when acid-pretreated PP was used as a raw material (Saleem et al., 2022).

In the case of LA, 10%- and 15%-PP hydrolysates resulted in similar yields (0.90 ± 0.02 g/g and 0.89 ± 0.01 g/g, respectively). In 20%-PP hydrolysate, a slight delay in LA production was observed and it started after 18 h of process when xylose began to be consumed by *B. coagulans*. Despite this delay, a very high LA yield was found in 20%-PP hydrolysate fermentation (0.98 ± 0.05 g/g) that implied almost 100% of the theoretical maximum LA, demonstrating the suitability of PP for producing LA for the first time. It is worth mentioning

that xylitol was negligible at these conditions, indicating that all xylose in the media was used for LA production by *B. coagulans*.

The currently proposed strategy, in which two microorganisms were inoculated at the same time resulted in an effective way of valorizing PP and simultaneously producing bioethanol and LA at very high yields

4. Conclusions

Inoculation strategy strongly affected the process outcome. Co-inoculation of *K. marxianus* CECT 10875 and *B. coagulans* A20 resulted in higher bioethanol/LA titers than the sequential inoculation. The expected positive effect of oxygen decrease during bioethanol production on LA fermentation was not observed. Thus, synergistic interactions between microorganisms could explain the beneficial effect of simultaneous inoculation.

The suitability of bioethanol/LA simultaneous co-generation from PP was demonstrated. A remarkable improvement in terms of bioethanol and LA concentration and yields was observed by using PP hydrolysates derived from high substrate loading. Nearly 100% of the maximum theoretical LA was produced from the xylose in 20%-PP hydrolysate while 92.7% of the maximum ethanol was reached from glucose and fructose. These results pointed at co-inoculation as a promising strategy to co-produce bioethanol and LA from PP offering a complete and effective valorization of lignocellulosic sugars.

Acknowledgements

This work has been supported by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the grant RYC2019-027773-I supported by MCIN/ AEI /10.13039/501100011033 and the financial support from Comunidad de Madrid provided through project ALGATEC-CM (P2018/ BAA-4532), co-financed by the European Social Fund and the European Regional Development Fund. Ekin Demiray was awarded a Post Doctoral Scholarship (2219) by the Scientific and Technological Research Council of Turkey (TUBITAK), Project Number: 1059B192000074.

References

- Cubas-Cano, E., Gonzalés-Fernandez, C., Ballasteros, M., Tomas-Pejo, E., 2018. Biotechnological advances in lactic acid production by lactic acid bacteria: lignocellulose as novel substrate. *Biofuels, Bioprod. Biorefining* 12, 290–303. <https://doi.org/10.1002/bbb>
- Cubas-Cano, E., López-Gómez, J.P., González-Fernández, C., Ballesteros, I., Tomás-Pejó, E., 2020. Towards sequential bioethanol and L-lactic acid co-generation: Improving xylose conversion to L-lactic acid in presence of lignocellulosic ethanol with an evolved *Bacillus coagulans*. *Renew. Energy* 153, 759–765. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.066>
- Dai, Z., Huang, M., Chen, Y., Siewers, V., Nielsen, J., 2018. Global rewiring of cellular metabolism renders *Saccharomyces cerevisiae* Crabtree negative. *Nat. Commun.* 9, 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05409-9>
- De Souza, R.O.M.A., Miranda, L.S.M., Luque, R., 2014. Bio(chemo)technological strategies for biomass conversion into bioethanol and key carboxylic acids. *Green Chem.* 16, 2386–2405. <https://doi.org/10.1039/c3gc41885e>
- Goula, A.M., Lazarides, H.N., 2015. Integrated processes can turn industrial food waste into valuable food by-products and/or ingredients: The cases of olive mill and pomegranate wastes. *J. Food Eng.* 167, 45–50. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2015.01.003>

- He, X., Liu, B., Xu, Y., Chen, Z., Li, H., 2021. Effects of *Lactobacillus plantarum* on the ethanol tolerance of *Saccharomyces cerevisiae*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 105, 2597–2611. <https://doi.org/10.1007/s00253-021-11198-x>
- Konuray, G., Erginkaya, Z., 2018. Potential use of *Bacillus coagulans* in the food industry. *Foods* 7, 1–10. <https://doi.org/10.3390/foods7060092>
- Leonel, L. V., Arruda, P. V., Chandel, A.K., Felipe, M.G.A., Sene, L., 2021. *Kluyveromyces marxianus*: a potential biocatalyst of renewable chemicals and lignocellulosic ethanol production. *Crit. Rev. Biotechnol.* 41, 1131–1152. <https://doi.org/10.1080/07388551.2021.1917505>
- Mazaheri, D., Orooji, Y., Mazaheri, M., Moghaddam, M.S., Karimi-Maleh, H., 2021. Bioethanol production from pomegranate peel by simultaneous saccharification and fermentation process. *Biomass Convers. Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01562-2>
- Morschbacker, A., 2009. Bio-ethanol based ethylene. *Polym. Rev.* 49, 79–84. <https://doi.org/10.1080/15583720902834791>
- Posada, J.A., Patel, A.D., Roes, A., Blok, K., Faaij, A.P.C., Patel, M.K., 2013. Potential of bioethanol as a chemical building block for biorefineries: Preliminary sustainability assessment of 12 bioethanol-based products. *Bioresour. Technol.* 135, 490–499. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.058>
- Rajha, H.N., Mhanna, T., El Kantar, S., El Khoury, A., Louka, N., Maroun, R.G., 2019. Innovative process of polyphenol recovery from pomegranate peels by combining green deep eutectic solvents and a new infrared technology. *Lwt* 111, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2019.05.004>
- Saleem, A., Hussain, A., Chaudhary, A., Ahmad, Q. ul A., Iqtedar, M., Javid, A., Akram, A.M., 2022. Acid hydrolysis optimization of pomegranate peels waste using response surface methodology for ethanol production. *Biomass Convers. Biorefinery* 12, 1513–1524. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01117-x>
- Talekar, S., Patti, A.F., Vijayraghavan, R., Arora, A., 2018. An integrated green biorefinery approach towards simultaneous recovery of pectin and polyphenols coupled with bioethanol production from waste pomegranate peels. *Bioresour. Technol.* 266, 322–334. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.072>
- Viuda-Martos, M., Fernández-Lóaez, J., Pérez-álvarez, J.A., 2010. Pomegranate and its Many Functional Components as Related to Human Health: A Review. *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.* 9, 635–654. <https://doi.org/10.1111/j.1541-4337.2010.00131.x>
- Zhu, C.P., Zhai, X.C., Li, L.Q., Wu, X.X., Li, B., 2015. Response surface optimization of ultrasound-assisted polysaccharides extraction from pomegranate peel. *Food Chem.* 177, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.01.022>

PACAS BIODIGESTORAS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS ORGÁNICOS DE LA ESTACIÓN AGRARIA SAN PABLO (RIONEGRO-ANTIOQUIA)

Carvajal Flórez, Elizabeth^{1*}; Suárez Higueta, Kevin; Clavijo Rodríguez, Laura Valentina

¹Grupo de Investigación Polygesta, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Colombia

*ecarvajalf@unal.edu.co

Resumen

El propósito de esta investigación fue realizar el montaje de pacas biodigestoras, como técnica para el tratamiento y aprovechamiento integral de los residuos orgánicos de actividades pecuarias (aves y cerdos), y de origen vegetal, generados en la estación agraria San Pablo, de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Se realizó un diseño experimental 2² tomando como referente el tipo de residuo (estiércol de ave y cerdo) y tamaño del molde (750 y 125 litros), con 4 tratamientos y tres réplicas. Se caracterizó la composición fisicoquímica, además del seguimiento a la altura (H) y temperatura (T°C) semanalmente. Los resultados obtenidos actualmente evidencian que las pacas de 125 litros presentan mejor progreso en la descomposición del material orgánico que las pacas de 750 litros. El cambio en altura para las pacas de 125 litros de estiércol de cerdo fue del 65% y 63% para estiércol de ave. Para las pacas de 750 litros de estiércol de ave fue del 50% y para las de estiércol de cerdo fue del 49%. El material resultante de las pacas de 125 litros presenta mejor textura y un color marrón, además de la abundante presencia de lombrices, oniscídeos y gramíneas en su superficie. Las temperaturas oscilan entre 18-53°C, cuyos valores son menores a las de composteras aeróbicas. Se puede concluir que, hay presencia de estiércol con bajo grado de descomposición, especialmente en las pacas de 750 litros. Esta condición puede obedecer a que su tamaño propicia el desarrollo de condiciones anóxicas en su interior. Finalmente, la gestión estiércoles por medio de pacas biodigestoras no es la mejor estrategia para el aprovechamiento de este tipo de residuos, dado que éstos son muy líquidos, no quedan encapsulados dentro del material vegetal, y atraen moscas durante las primeras semanas, evidenciando bajos niveles de eficiencia en la descomposición de la materia orgánica.

Palabras clave: Pacas biodigestora, residuos orgánicos, porquinaza, gallinaza, abonos orgánicos.

1. Introducción

A lo largo de la historia, los problemas de sanidad han estado relacionados con el manejo inadecuado de residuos sólidos. Los residuos orgánicos son los que se producen en mayor cantidad en todo el mundo, representando el 44% de los residuos a nivel global (Kaza et al., 2018) y el 50% en América Latina y el Caribe (ONU Medio Ambiente, 2018). Sin embargo, son los que menos se gestionan y se terminan depositando en rellenos sanitarios, lo que agota el recurso suelo y representa una amenaza para la seguridad alimentaria de las generaciones futuras.

En la última década, se ha hablado de una nueva técnica para el manejo de residuos orgánicos propuesta por Guillermo Silva Pérez (Esfera Viva, 2017), que consiste en encapsular con material seco como los residuos de jardinería, los residuos húmedos, evitando malos olores y la visita de insectos y roedores. Además, el producto resultante de la descomposición puede tener un uso como mejorador de suelos, por lo que se podría usar como abono orgánico (Ardila Delgado et al., 2015).

En virtud de lo anterior, se decidió implementar esta investigación en busca de obtener información en un primer acercamiento, de la eficiencia del uso de pacas digestoras para la gestión de residuos orgánicos de cerdos y aves que se generan en la estación agraria San Pablo, y de las propiedades físicas y químicas del material orgánico resultante del proceso.

2. Metodología

Se elaboró un diseño experimental completamente aleatorizado, tomando dos factores con dos niveles cada uno, de la siguiente manera:

- Factor molde: agrupa dos condiciones tamaño y compactación mecánica que se denotó como A. Sus niveles son:
 - Nivel 1: molde con un volumen de 125litros que tiene compactación manual (A₁).
 - Nivel 2: molde con un volumen de 750litros que tiene compactación mecánica (A₂).

- Factor tipo de residuo: Se refiere al tipo de residuo sólido (excremento) que se mezcla con el material vegetal que se denotó como B. Sus niveles son:
 - Nivel 1: Residuo de cerdo (Porquinaza) (B₁).
 - Nivel 2: Residuo de ave (Gallinaza)(B₂).

Dado que montaje del experimento se basó en un diseño factorial 2x2, hay cuatro tratamientos posibles resultantes de las combinaciones de los niveles, los cuales se presentan en la Tabla 1:

Tabla 1. Tratamientos resultantes

	Factor B	
Factor A	B ₁	B ₂
A ₁	A ₁ B ₁	A ₁ B ₂
A ₂	A ₂ B ₁	A ₂ B ₂

A cada tratamiento se le realizaron tres réplicas, dando resultado a 12 unidades experimentales o pacas, cuyo orden de armado se asignó de forma aleatoria. Pero debido a que durante el montaje no se contaba con material vegetal suficiente para llevar a cabo la elaboración de una de las pacas de 750 litros con porquinaza, solo se elaboraron 11 pacas (Figura 1 y Figura 2).

El montaje de las pacas biodigestoras se llevó a cabo el 11 de noviembre del 2022 en la estación agraria San Pablo de la Universidad Nacional de Colombia ubicada en el municipio de Rionegro, Antioquia, Colombia. Esta zona se caracteriza por tener temperaturas que oscilan entre los 11°C y 23 °C, con una precipitación anual de 1881 mm que se presentan de forma bimodal, siendo los meses predominantemente secos enero, febrero, julio y agosto, y los meses lluviosos abril, mayo, octubre y noviembre (IDEAM, 2012).



Figura 1. Montaje de pacas biodigestoras estiércol de ave



Figura 2. Montaje de pacas biodigestoras estiércol de cerdo

Para la elaboración de las pacas se usó una proporción aproximada de 70 partes de material vegetal por 30 partes de estiércol. El material vegetal usado estaba principalmente constituido por césped y hojarasca. El montaje se realizó al aire libre; en donde se expuso a las pacas a variables ambientales como la precipitación, humedad y radiación. Las pacas se elaboraron a nivel de suelo, garantizando su contacto con el mismo, para propiciar la interacción con los microorganismos existentes en éste.

Durante el experimento, se monitoreó la temperatura y la altura de cada unidad experimental, las variables se midieron semanalmente desde el día uno hasta la semana 20, posterior a esta fecha, los datos se tomaron cada 15 días hasta la semana 47. Finalmente, al material resultante se le realizó pruebas fisicoquímicas y microbiológicas, para determinar si este es considerado un abono orgánico, acorde a los dispuesto en el NTC 5167.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 2 se puede observar el número de paca, el tipo de residuo que los constituye, la altura inicial de la paca (H_i); donde las pacas de 125 litros tenían una H_i de 50 cm y las de 750 litros partieron de una H_i de

75 cm, también se puede observar el cambio porcentual como $\% \Delta H$, la temperatura máxima ($T^{\circ}C$ máx.) y la temperatura mínima registrada ($T^{\circ}C$ min.).

Tabla 2. Resultados de la altura y temperatura en las pacas

Paca	Residuo	Hi	Hf	$\% \Delta H$	$T^{\circ}C$ max	$T^{\circ}C$ min
2	Gallinaza	50,0	20,5	59%	35,4	18,1
5	Gallinaza	50,0	16,5	67%	35,2	19,1
11	Gallinaza	50,0	11,5	77%	30,2	17,9
3	Gallinaza	75,0	42,5	43%	30,3	20,1
4	Gallinaza	75,0	32,5	57%	28,2	17,9
9	Gallinaza	75,0	26,0	65%	31,3	18,6
7	Porquinaza	50,0	11,0	78%	52,9	19,8
10	Porquinaza	50,0	13,0	74%	44,6	19,8
12	Porquinaza	50,0	16,5	67%	46,7	19,7
1	Porquinaza	75,0	34,5	54%	46,7	21,1
6	Porquinaza	75,0	32,5	57%	52,1	20,3

Con base en los monitoreos de altura y temperatura, se encontró que las pacas obtuvieron una reducción de la altura entre 54% y 78% con respecto a la altura inicial, destacando que el mayor cambio en altura la obtuvo una paca de 125 litros de porquinaza con 78% (paca 7), la cual también alcanzó la mayor temperatura con 52,9 °C. Las temperaturas máximas alcanzadas por las pacas se encuentran en el rango de 30,2 °C y 52,9°C, por otro lado, la temperatura mínima registrada fue de 17,9°C.

A lo largo de las 50 semanas de monitoreo, la altura de las pacas decreció de forma continua, resaltando que los principales cambios en la altura se dieron durante el primer mes, luego, los cambios eran cada vez menos significativos, esto se puede apreciar en la Figura 3, en la que se aprecia como la curva se va aplanando a medida que avanza el tiempo. En esta figura también se puede apreciar como las pacas de 125 litros de porquinaza se mantienen por debajo de la curva de altura de las pacas de gallinaza de 125 litros, sin embargo, esta diferencia no es apreciable en las pacas de 750 litros las cuales tiene un comportamiento más homogéneo.

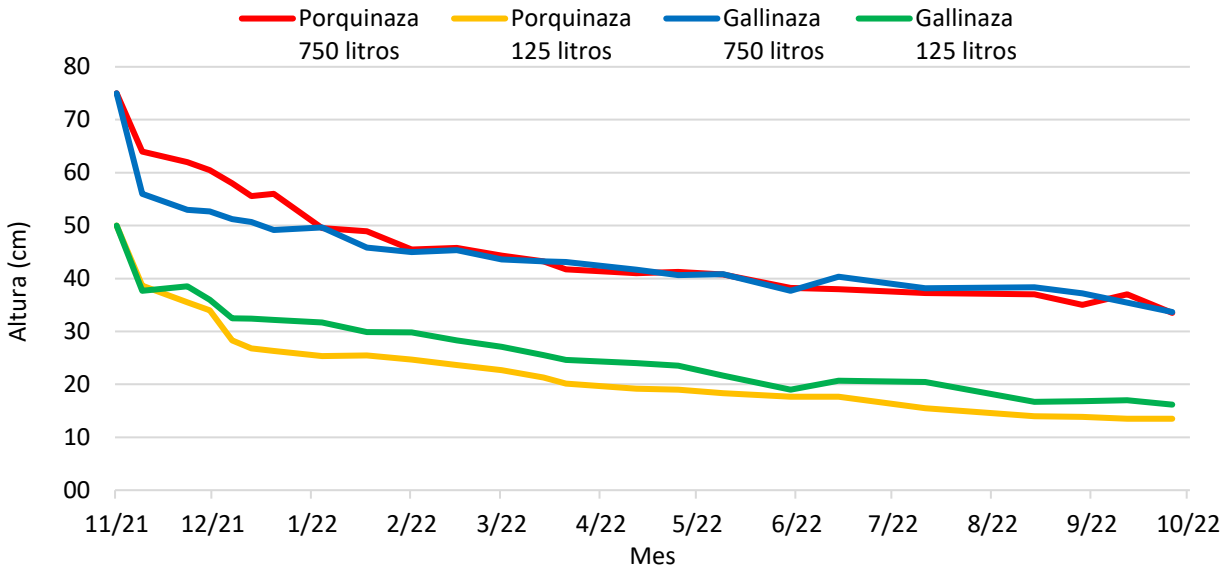


Figura 3. Comportamiento de la altura a lo largo del tiempo

Si se evalúa el comportamiento de la temperatura promedio para los cuatro tratamientos (ver Figura 4), se puede evidenciar que todas las pacas en general alcanzan un pico de temperatura el 19 de noviembre del 2021, una semana aproximadamente posterior al montaje, esto se puede asociar a una fase termofílica como es común en los procesos de compostaje, sin embargo, la temperaturas alcanzadas en general siguen siendo menores a las que usualmente se registran en un proceso de descomposición aeróbica que puede estar entre los 52-63°C (Chirkes et al., 2011; Smith and Smith, 2007). En la Figura 4 también se puede apreciar como las pacas de porquinaza alcanzaron en general temperaturas muy superiores durante el primer mes, posteriormente sólo las pacas de porquinaza grandes se mantienen, pero esta diferencia disminuye, alcanzando temperaturas más próximas a la de las demás pacas. Finalmente, en términos de comportamiento de temperatura, es evidente también que las pacas de gallinaza tuvieron temperaturas muy similares entre sí.

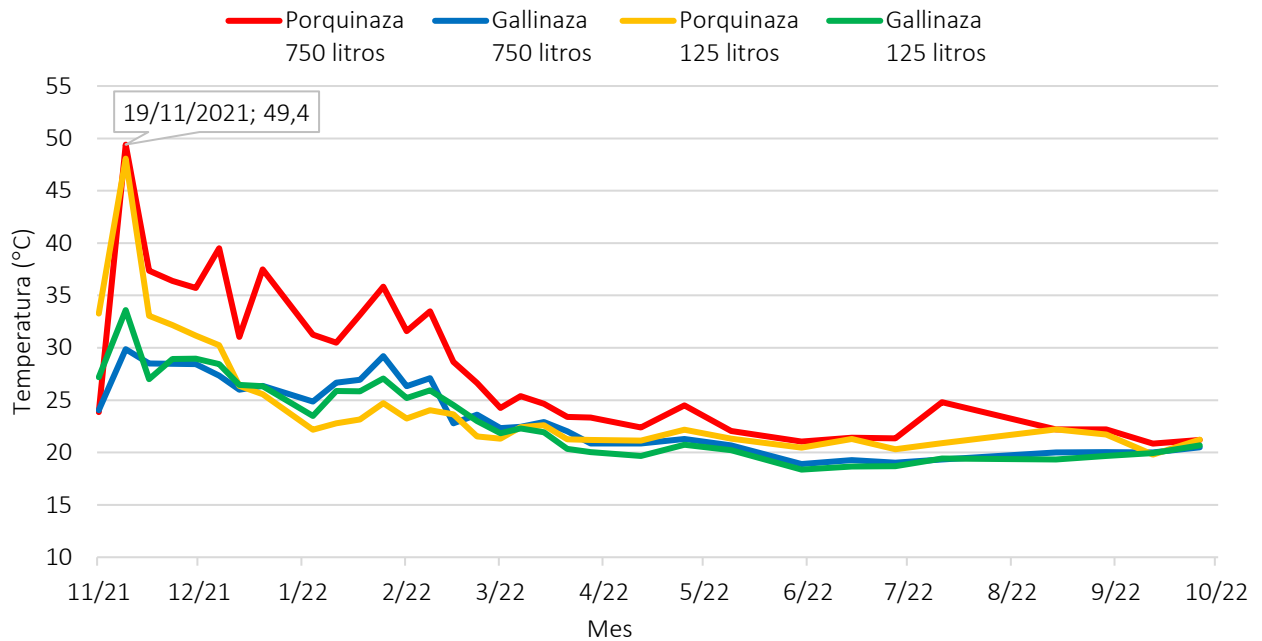


Figura 4. Comportamiento de la temperatura a lo largo del tiempo

Evaluando los resultados de laboratorio a la luz de la norma NTC 5167 (ICONTEC, 2004) para uso del sustrato resultante como abono orgánico (Tabla 3), se encontró que:

- Todas las pacas se encuentran por debajo del límite permisible de metales pesados como mercurio, cromo y plomo.
- Ninguna paca cumplió con el valor máximo de humedad, debido a que sus valores superaron el 20%.
- Las pacas se encuentran por debajo del contenido máximo permitido de ceniza, el cual es del 60%.
- Las CIC en promedio se encuentran sobre 30 meq/100 g, lo cual es el límite mínimo aceptado.
- El Carbono orgánico oxidable total en promedio se encuentra sobre el 15%, el cual es el valor mínimo permitido.
- Respecto a las concentraciones de fósforo y potasio, la NTC establece que solo se reportan en caso de que sean mayores al 1%, y para el caso de la C/N, la NTC no establece límites permisibles, solo exige su reporte.

Del análisis anterior podemos concluir que, en promedio, el sustrato resultante de todas las pacas cumple con muchos de los requisitos para ser usado como abono orgánico, excepto el % de humedad, el cual está muy por encima del valor máximo permisible. Por lo tanto, se recomienda que antes de ser usado en el suelo, se deshidrate a temperatura ambiente y sin exponerlo al sol directo. De esta manera, se logra que el agua se evapore sin que el material pierda muchas de sus propiedades iniciales. Además, se sugiere que por los altos contenido de nitrógeno que posee el sustrato resultante de la paca, este sea usado en suelo que contenga deficiencias en el mismo, así compensamos la proporción carbono- nitrógeno, y logramos en el suelo condiciones más óptimas.

Tabla 3. Resultados fisicoquímicos y microbiológicos

Parámetro	Características Finales del Sustrato										
	Pacas de Porquinaza					Pacas de Gallinaza					
	750 litros		125 litros			750 litros			125 litros		
	1	6	7	10	12	3	4	9	2	5	11
Calcio total	9,95	5,31	3,82	7,89	5,46	17,09	23,44	23,30	22,30	17,08	24,10
Potasio total	0,93	0,28	0,35	0,48	0,63	0,52	1,18	0,34	1,32	0,60	0,40
Fósforo total	10,20	3,10	2,41	2,76	5,12	4,58	7,72	5,37	6,61	4,75	7,07
Cromo total	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Plomo total	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Mercurio	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cenizas	39,4	32,0	48,7	43,1	46,7	56,3	57,9	61,3	57,0	56,5	15,1
CIC	57,9	59,5	49,0	26,0	49,1	33,5	50,4	29,5	27,8	38,6	30,0
CIC/CO	252,2	225,8	242,0	114,6	232,4	224,6	249,7	198,2	152,5	198,7	252,5
COOT	23,0	26,3	20,3	22,7	21,1	14,9	20,2	14,9	18,3	19,5	11,9
NOT	2,99	1,53	1,08	0,61	1,59	1,76	0,92	1,57	0,88	0,55	1,34
Humedad	80,5	78,5	76,9	72,3	68,9	69,7	69,6	95,6	61,7	67,8	63,6
Relación C/N	7,7	17,2	18,8	37,2	13,3	8,5	22,0	9,5	20,7	35,3	8,8
Mesófilos	1,00E+09	1,50E+04	4,50E+05	6,70E+06	3,70E+06	2,30E+03	3,50E+03	3,20E+06	1,20E+07	6,20E+05	5,40E+08
Mohos	0	1,00E+02	0	0	0	0	0	0	0	0	4,40E+02
Levaduras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,00E+02
Salmonella	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg	Neg
Enterobacterias	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4. Conclusiones

El desarrollo del experimento demostró la conveniencia de la implementación de pacas de menor tamaño, dado que estas redujeron en mayor proporción su altura al igual que el contenido de nitrógeno orgánico, estas también contenían menor porcentaje de humedad y la relaciones carbono-nitrógeno estaban más próximas al óptimo teórico, aparte de eso, fueron menos laboriosas de hacer. Además, se encontró que usar residuos de porquinaza en las pacas contribuyo a aumentar la capacidad de intercambio catiónico en aproximadamente 12 meq/100gr y llevo a que el carbono orgánico oxidable total se redujera en 13 unidades porcentuales después 50 semanas.

Con relación a la temperatura, se evidenció que ésta alcanzó en la fase termofílica un máximo de 52,9°C y temperatura mínimas de 17,9 °C. Para el caso de la altura, las pacas de 125 litros se redujeron en promedio un 70% y las pacas de 750 litros un 50%, dando como resultado pacas de 15 cm y 34cm, respectivamente.

Es innegable que las fuertes precipitaciones dadas en la zona por el fenómeno de la niña incidieron de forma negativa en la tasa de degradación de los residuos, debido a que las frecuentes lluvias propiciaron condiciones anóxicas al interior de las pacas, causando la metabolización de los residuos mayormente de forma anaeróbica y limitando el tipo de organismos que se pueden hacer presencia en la paca.

La relación C/N fue muy variable, siendo mayor en las pacas de 125 litros. Se encontraron valores entre 7 y 37, lo cual indica el potencial uso de este sustrato como abono orgánico en suelo con deficiencia en nitrógeno y/o fosforo.

La mayoría de los parámetros cumplen con lo dispuesto en la NTC 5167, a excepción del porcentaje de humedad, sin embargo, se requiere de la evaluación de otros parámetros para poderse considerar como un abono orgánico.

Agradecimientos

A la estación Agraria San Pablo de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, por permitir el desarrollo del proyecto en sus instalaciones.

Referencias

- Ardila Delgado, J.L., Cano Córdoba, J., Silva Pérez, G., López Arango, Y., 2015. Descomposición de residuos orgánicos en pacas: aspectos fisicoquímicos, biológicos, ambientales y sanitarios. *Producción + Limpia* 10, 38–52.
- Chirkes, J.D., Marbán, L., Giardina, E., Heredia, O.S., Chirkes, Johanna D, Marbán, L., 2011. Chemical, Thermal, and Height Evolution of a Compost Pile. *Ciencia* 6, 111–120.
- Esfera Viva, 2017. Guillermo Silva: El mago del bosque urbano [WWW Document]. URL <https://esferaviva.com/guillermo-silva-el-mago-del-bosque-urbano/> (accessed 4.29.23).
- ICONTEC, 2004. Norma técnica colombiana (NTC 5167): Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo.
- IDEAM, 2012. Climatología Aeronáutica: Aeródromo José María Córdova. Rionegro.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Woerden, F. Van, 2018. What a waste 2.0 A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. *The World Bank* 8–9.
- ONU Medio Ambiente, 2018. Perspectiva de la Gestión de Residuos en América Latina y el Caribe [WWW Document]. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. URL <https://www.unep.org/es/resources/informe/perspectiva-de-la-gestion-de-residuos-en-america-latina-y-el-caribe> (accessed 3.28.23).
- Smith, T.M., Smith, R.L., 2007. *Ecología*. 6.a edición, 6th ed. PEARSON EDUCACION, Madrid.

DISEÑO DE COMBUSTIBLES SOSTENIBLES A PARTIR DE RECHAZOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO Y BIOMASA AGROFORESTAL

Berzosa Parra, Alberto¹; Colomer Mendoza, Francisco J^{1*}; Gallardo Izquierdo, Antonio¹; Muzaber, Víctor Gamal¹; Carlos Alberola, Mar¹

¹INGRES, Ingeniería de Residuos. Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción, Universidad Jaume I, España

[*fcolomer@uji.es](mailto:fcolomer@uji.es)

Resumen

La normativa medioambiental de la Unión Europea obliga a los países miembros a disminuir progresivamente los residuos que se depositan en vertederos. Por otro lado, los elevados y crecientes precios de la energía y la transición ecológica hacia una economía circular libre de carbono promueven la creación de nuevos combustibles más sostenibles y con menos emisiones computables.

Por sus características, los combustibles sólidos recuperados (CSR) pueden sustituir a los combustibles de origen fósil. El objetivo de este trabajo consiste en diseñar un CSR combinando rechazos de plantas de tratamiento mecánico-biológico de residuos sólidos urbanos con biomasa procedente de la actividad agrícola y forestal. Este combustible debería tener, por un lado, un elevado poder calorífico y un contenido mínimo en cenizas, cloro y mercurio (para tener un valor económico aceptable), y por otro lado, un elevado contenido en biomasa (para computar lo mínimo posible en emisiones de CO₂). Así pues, se determinarán las propiedades de los rechazos de distintas plantas de compostaje y de distintos tipos de biomasa agroforestal y se plantearán combinaciones entre ellas para obtener un combustible sostenible, de calidad y con valor económico que pueda clasificarse como tal según la norma UNE-EN ISO 21640:2021.

Palabras clave: combustible sólido recuperado, rechazos, biomasa, emisiones, CO₂

1. Introducción

La normativa medioambiental de la Unión Europea (UE) basada en la Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, y su transposición al marco jurídico español mediante el Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, establece que se deberán tomar las medidas necesarias para garantizar una reducción progresiva de los residuos depositados en vertedero, especialmente de aquellos que son aptos para su preparación para la reutilización, reciclado y valorización, mediante el establecimiento de requisitos técnicos y operativos aplicables tanto a los residuos como a los vertederos.

Por otro lado, el cambio climático derivado de las emisiones de gases de efecto invernadero es una nueva variable a tener en cuenta a la hora de seleccionar un combustible, por ello es cada vez más necesario el desarrollo de nuevas medidas desde el punto de vista energético y medioambiental que incluyan, entre otras cosas, el uso de fuentes de energía renovables alternativas (Gallardo et. al, 2017). En este sentido, España se compromete a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en el marco de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático, su Protocolo de Kioto, el Acuerdo de París

y la UE (MITECO, 2021). Esta reducción está vinculada al Marco de Políticas de Energía y Cambio Climático, el cual establece objetivos vinculantes a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero para el periodo 2021-2030, por al menos un 55% en comparación con 1990, un 32% de energías renovables y un 32,5% de mejora en la eficiencia energética. La hoja de ruta hacia una economía baja en carbono y competitiva en 2050 establece un objetivo de reducir un 80% de emisiones con respecto a 1990.

Además, la UE es dependiente energéticamente de países terceros. De hecho, en 2018, más de la mitad (58,2 %) de la energía bruta disponible de la UE corresponde a fuentes de energía importadas (Eurostat, 2021) por lo que por la Guerra en Ucrania y los problemas de abastecimiento de combustibles procedentes de Rusia es acuciante la necesidad de obtener fuentes de energía alternativas que disminuyan la dependencia del exterior.

Por su parte, las plantas de tratamiento mecánico-biológico (PTMB) de residuos sólidos urbanos (RSU), además de intentar aprovechar los materiales recuperables (plástico, papel-cartón, metales, etc.) y fermentables (biorresiduo) generan una importante corriente de materiales que no pueden ser recuperados (rechazos) y que, al menos en el caso de la Comunitat Valenciana, acaban siendo depositados en vertederos controlados. Estos rechazos pueden ser transformados en CSR para su uso como fuente de energía, disminuyendo el volumen de residuos y generando energía de manera económica y sostenible. El CSR se utiliza en instalaciones de generación de energía, centrales de cogeneración, hornos de cemento, y procesos que requieren calor, lo que representa un ahorro de energía primaria (EFRO, 2012). En Europa, los CSR están sujetos a estándares específicos de calidad para proteger el medio ambiente y garantizar la calidad del producto final.

Por otro lado, la biomasa agroforestal se ha planteado en las últimas décadas como una alternativa a los combustibles fósiles. Su explotación ofrece posibilidades económicas, especialmente en zonas rurales, donde el abandono de los bosques ha generado un incremento en la cantidad de biomasa disponible. Por ejemplo, en la Comunitat Valenciana (España) existe una biomasa forestal potencial de 273.000 t/año y 2.273.000 t/año de biomasa agrícola, según el Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE, 2011). Sin embargo, una de las mayores dificultades en el uso de la biomasa es su heterogeneidad, que dificulta la elaboración de combustibles de alta calidad. El IDAE (2007) estableció que existen diversas formas de utilizar la biomasa para producir energía térmica, como en hogares a través de chimeneas, estufas, hornos de leña y pequeñas calderas. Además, el aprovechamiento de los residuos agrícolas como biomasa puede minimizar el riesgo de incendios y evitar la propagación de plagas (Colomer et al., 2019).

Así pues, el objetivo de este trabajo es diseñar un biocombustible compuesto por los rechazos de una PTMB de RSU y restos de biomasa de origen agrícola o forestal, materiales que normalmente serían desaprovechados mediante su deposición en vertedero o incineración en campo. Para valorizar estos residuos, es importante conocer sus características físico-químicas y las normas por las que se rige el uso de CSR en la Unión Europea. Por ello, se ha utilizado la norma UNE-EN ISO 21640: 2021, que tiene en cuenta parámetros de calidad como el poder calorífico inferior (PCI) y el contenido en Cloro y Mercurio, además, se han tenido en cuenta otros parámetros técnicos como el contenido en cenizas y humedad. Cabe destacar, que el uso del biocombustible está destinado al reemplazo parcial de combustibles fósiles convencionales en industrias productoras de calor y electricidad, hecho que no solo es ventajoso por la disminución del volumen de rechazos enviados a vertederos, sino que evita el cómputo de un porcentaje de CO₂ al tener el CSR parte de material de origen biogénico, y como consecuencia tiene beneficios fiscales para dichas empresas.

2. Metodología

Para la realización del trabajo se han seguido los pasos siguientes:

2.1 Selección de la materia prima

La materia prima utilizada ha sido, por un lado, el rechazo grueso (RG), entendiendo como rechazo grueso a todo aquel residuo de gran tamaño (> 80 mm) que no se puede aprovechar, ya sea por imposibilidad de separarlo por medio manuales y mecánicos o por la complejidad de su reciclaje (figura 1). Esta corriente residual se ha obtenido de tres plantas de tratamiento mecánico-biológico ubicadas en la Comunitat Valenciana (España) a lo largo de un año: planta de Reciplasa, planta de Algimia de Alfara y planta de Bionord. Por otro lado, se han obtenido diversos materiales leñosos, tales como pellet comercial de madera de pino (BM-1), pellet comercial de madera de pawlonia (BM-2), restos agrícolas de poda de olivo (*Olea europaea*, BM-3) con ramas y hojas y restos forestales de poda de pino (*Pinus halepensis*, BM-4).

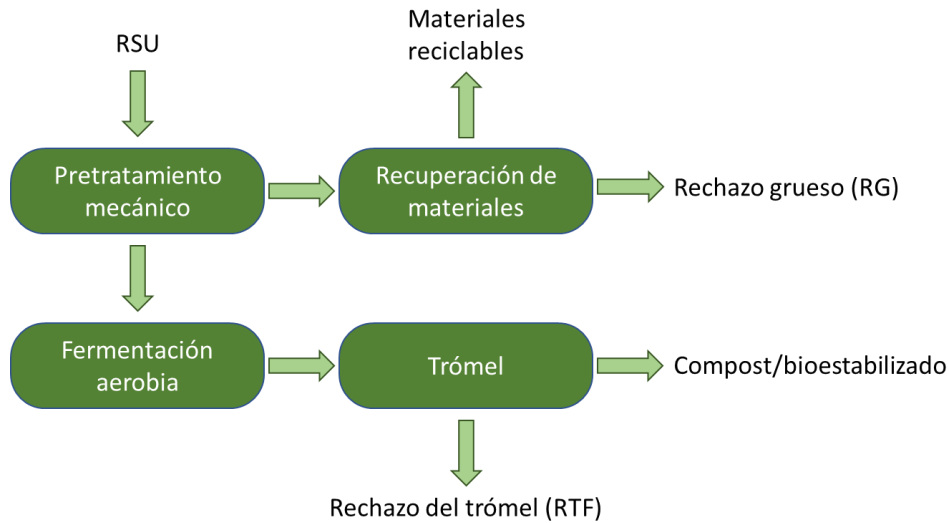


Figura 1. Corrientes en las PTMB

2.2 Definición de los estándares de calidad del CSR

La definición de los estándares de calidad del CSR se ha establecido según la norma UNE-EN ISO 21640:2021 “Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases” de esta forma el combustible final podría tener un mayor precio en el mercado. Según esta norma, los CSR se clasifican como se especifica en la tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de los CSR (UNE-EN ISO 21640:2021)

Parámetro de clasificación	Medida estadística	Unidad	Clases				
			1	2	3	4	5
PCI	Media	MJ/kg (ar)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cl ⁻	Media	% (d)	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
Hg	Mediana	mg/MJ (ar)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	Percentil 80	mg/MJ (ar)	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

En el caso del Hg, el mayor de los dos valores estadísticos es el que determina el número de clase ar: según se recibe; d: en base seca

Además, según la norma de calidad de la biomasa ENplus 2015 se ha tenido en cuenta también el contenido en cenizas, ya que es un indicador de calidad de la biomasa como combustible, siendo mejor la biomasa cuanto menor sea su contenido en cenizas (tabla 2).

Tabla 2. Valores para la clasificación de la biomasa como combustible (ENplus, 2015)

	ENplus A1	ENplus A2	ENplus B
Humedad (%)	≤ 10		
Cenizas (%)	≤ 0,7	≤ 1,2	≤ 2,0
Poder calorífico inferior (kWh/kg)	≥ 4,6		

2.3 Determinación de las propiedades de los rechazos

En este punto se describe el procedimiento para determinar las propiedades físicas y químicas de los rechazos y biomasa. Todas estas determinaciones se han realizado en el laboratorio de residuos sólidos del grupo INGRES, situado en la Universidad Jaime I de Castellón (España). En el periodo de trabajo se han recibido 14 muestras de la Planta de Cervera, 22 de la planta de Algimia y 10 de Reciplasa. Todas las determinaciones se realizaron por duplicado.

En primer lugar, se procede a la determinación de la fracción combustible separando el material inerte y no combustible de la muestra. La humedad se calculará siguiendo la "UNE EN 15414: 2011 Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido en humedad por el método de secado en la estufa", es decir mediante la pérdida de peso resultante de calentar hasta 100°C una muestra representativa con un tamaño entre 10-20 mm de diámetro hasta que no haya variación en el peso. Una vez que la muestra está seca se tritura y se homogeneiza. Por otro lado, el método utilizado para calcular el porcentaje de cenizas es la incineración de la fracción combustible de los residuos al aire, según las condiciones especificadas en la norma "UNE EN 15403:2011 Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido de cenizas". Este procedimiento requiere una incineración escalonada de cinco horas para obtener una masa constante. Para la determinación del poder calorífico del residuo se seguirá la norma "UNE EN 15400:2011 Combustibles sólidos recuperados. Determinación del Poder Calorífico, para lo que se utiliza un calorímetro isoperibólico.

Por otro lado, para la determinación de Hg se aplica la norma "UNE-EN:15411 Combustibles sólidos recuperados. Método para la determinación del contenido en oligoelementos (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V y Zn)", para ello se ha utilizado un analizador de Hg sobre material sólido. Para conocer el contenido en Cl se ha aplicado la norma "UNE-EN 15408:2011 Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido en S, Cl, F y Br.

3. Resultados

Los resultados de las humedades obtenidas en los rechazos recibidos por las tres PTMB y las muestras de biomasa se representan en la figura 2. Hay que considerar que en la planta de Cervera se realiza un proceso de biosecado, por lo que la humedad disminuye en este proceso. Los rechazos provenientes de la PTMB de Algimia se reciben ya procesados con una trituración que deja los residuos con un tamaño entre 4 – 5 cm lo cual hace disminuir la humedad. La biomasa BM-3 y BM-4 procede de residuos de poda, incluyendo hojas, por ello la humedad es mayor que en la biomasa comercial ya procesada.

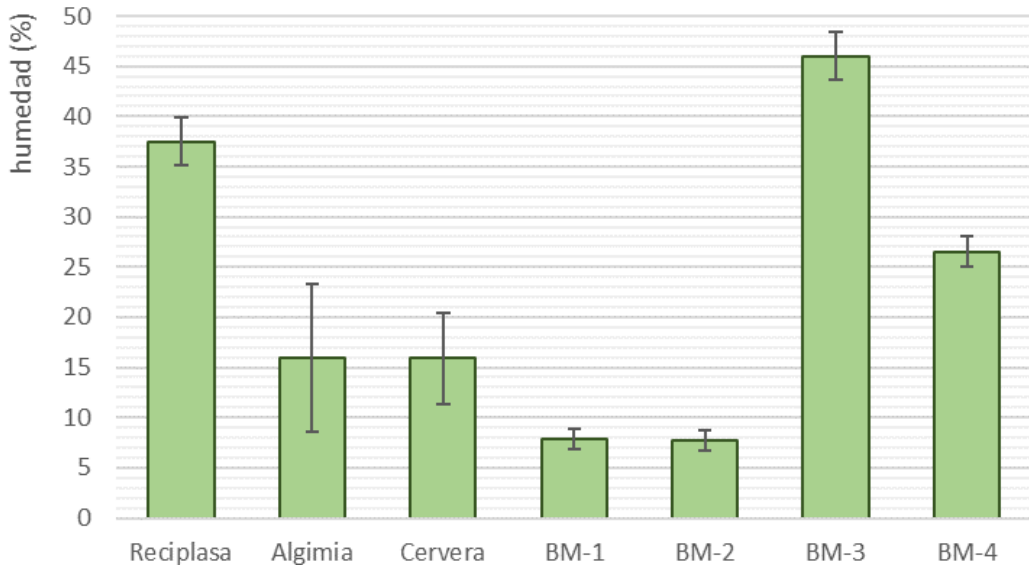


Figura 2. Contenido en humedad promedio de las distintas muestras (sobre masa seca)

Los resultados de las cenizas, PCI, cloro y mercurio obtenidos del RG en las tres PTMB se muestran en la figura 3.

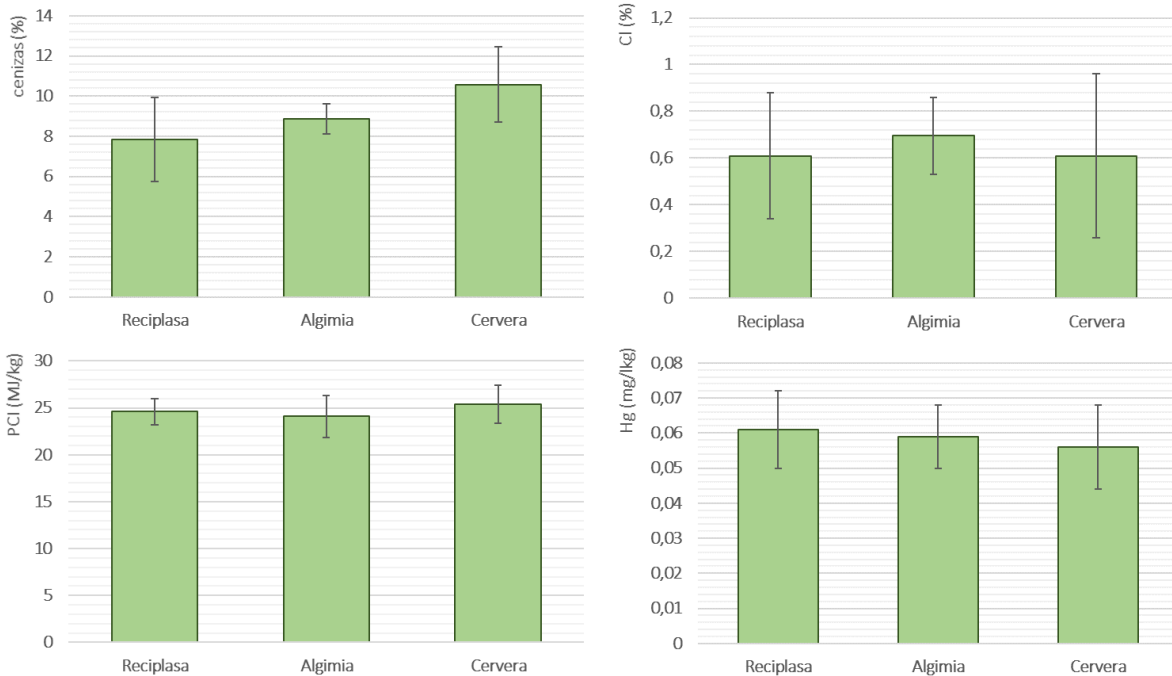


Figura 3. Contenido en cenizas, PCI, Cl y Hg promedio de las distintas muestras de las PTMB (sobre masa seca)

Al observar el resultado de la figura 3 se establece que no existe diferencia significativa en los valores de cenizas, PCI, Cl y Hg de las distintas plantas, por lo que se ha obtenido el valor promedio de cada una de las variables. En la figura 4 se compara el valor promedio de las tres plantas con las muestras de biomasa BM-1, BM-2, BM-3 y BM-4.

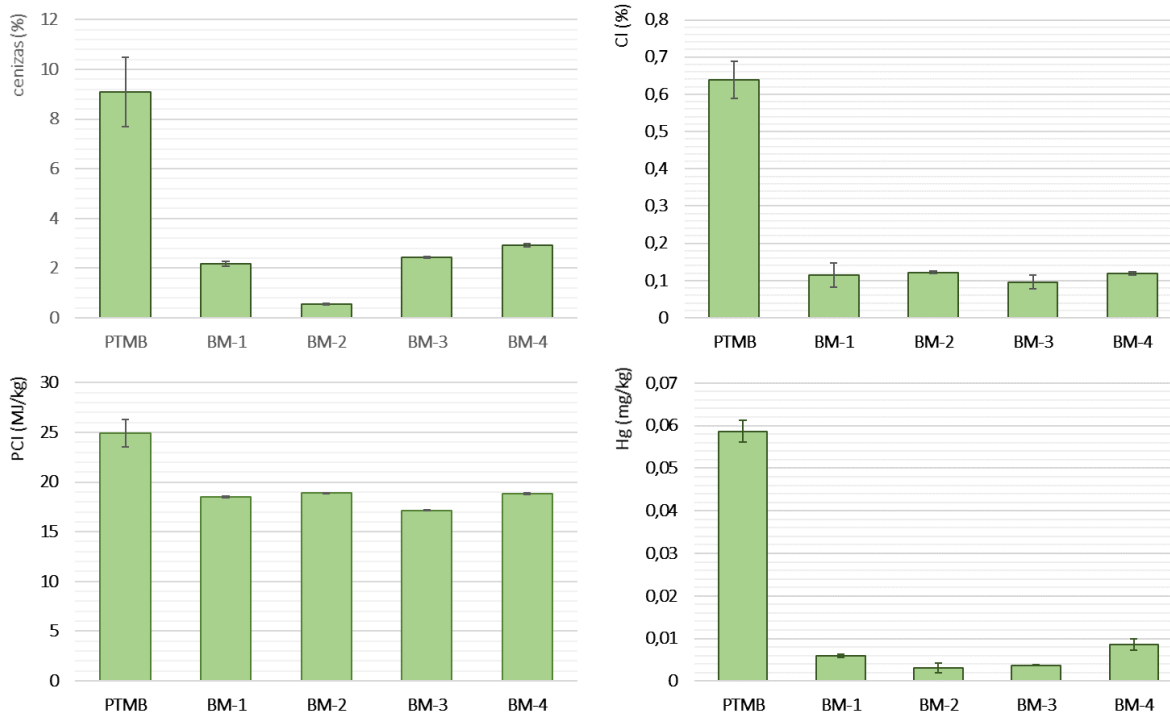


Figura 7. Valor promedio de las cenizas, PCI, Cl y Hg en las distintas muestras (sobre masa seca)

En la figura 7 se observa que el contenido en cenizas del RG promedio de las PTMB es muy superior al de las muestras de biomasa, debido a la presencia de mucha suciedad (polvo, tierra, inertes) en los rechazos. Por ello, para que el RG pudiera transformarse en CSR se deberían intensificar los sistemas de separación/limpieza. Dentro de las muestras de biomasa, la correspondiente al pellet comercial de Pawlonia ha sido la que menor proporción ha tenido. Con el contenido en Cl ocurre algo similar, debido a que dentro del RG puede haber residuos de plástico PVC que contiene cloro. Una separación selectiva de este tipo de plástico en la línea de tratamiento mecánico podría hacer disminuir este valor y mejorar este aspecto para mejorar el CSR generado a partir del RG, desde el punto de vista técnico al lograr una calificación mayor de cloruros siguiendo la norma UNE-EN ISO 21640:2021. En el caso del Hg las diferencias también son importantes, debido a que en la corriente de RG pueden quedar residuos con mercurio, tales como vidrio procedente de lámparas fluorescentes fuera de uso o similar. En cuanto al PCI se observa un valor mayor en el RG debido a la presencia de materiales con un alto poder calorífico como puede ser plástico, goma, textil, papel-cartón, madera, etc.

Así pues, vistos los valores de estos parámetros en las diferentes muestras, en las cuales se observa una mayor presencia de Cl, Hg y cenizas en el RG promedio, se plantea una combinación entre el RG y las muestras de biomasa con el propósito de disminuir dichos valores para que el CSR final sea más competitivo y pueda conseguir una mejor clasificación como CSR.

Como la prioridad del trabajo es valorizar el RG y debido a la desigual de producción de biomasa en las distintas regiones españolas, para el diseño del combustible se han planteado los siguientes condicionantes:

- El porcentaje de rechazo/bioestabilizado será mayor o igual al 50%.
- Rebajar la cantidad de cloro, que es un limitante importante en los hornos de combustión.

Por otro lado, vista la homogeneidad en los valores de los distintos tipos de biomasa, y teniendo en cuenta que la presencia de pino carrasco (*pinus halepensis*) es bastante frecuente en las regiones mediterráneas,

se ha decidido este tipo de biomasa como el seleccionado para el combustible. Los valores se resumen en la tabla 3.

Tabla 3 Valores de los distintos combustibles diseñados a partir de RG promedio y BM-3 (sobre masa seca)

RG/BM-3	Cenizas (%)	PCI (MJ/kg)	Cl (%)	Hg (mg/kg)
50/50	5,77	21,03	0,37	0,0013
60/40	6,43	21,81	0,42	0,0015
70/30	7,10	22,59	0,48	0,0017
80/20	7,76	23,37	0,53	0,0019
90/10	8,43	24,15	0,58	0,0021
100/0	9,09	24,93	0,64	0,0024

Una vez obtenidos estos valores, y según los datos proporcionados por la norma de Clasificación de los CSR (UNE-EN ISO 21640:2021) (tabla 1), se presenta la clasificación de cada combustible diseñado en función de los distintos parámetros (tabla 4). El contenido en ceniza no está contemplado en la norma, sin embargo, sí que es un parámetro de calidad de los pellets de biomasa comerciales, se puede observar que ninguna de las mezclas cumple con los criterios de calidad definidos en la tabla 2.

Tabla 4: Clasificación de los combustibles diseñados según la norma UNE-EN ISO 21640:2021

RG/BM-3	PCI (MJ/kg)	Cl (%)	Hg (mg/kg)
50/50	2	2	1
60/40	2	2	1
70/30	2	2	1
80/20	2	2	1
90/10	2	2	1
100/0	2	3	1

Según los valores obtenidos en la tabla 4, la mezcla de biomasa RG con BM-3 (por encima del 10%) mejora las propiedades del CSR como combustible para el Cl según la norma. Sin embargo, la clasificación de PCI y de Hg no disminuye al mezclar la biomasa. Los valores de calidad del CSR no varían si las mezclas se calculan con BM-1, BM-2 ó BM-4.

4. Conclusiones

Después de realizar los análisis descritos, se puede concluir afirmando que el RG recibido a lo largo de todo un año de las tres PTMB tiene valores de PCI, Cl y Hg similares. El PCI en los RG de las tres plantas alcanza valores alrededor de 25 MJ/kg. Las cenizas tienen valor algo mayor en la PTMB de Cervera, debido a que en esta planta se realiza el biosecado previo a la separación, por lo que hay una mayor mezcla de materiales. Por otro lado, las muestras de biomasa tienen un PCI bastante similar (entre 17 y 19 MJ/kg), aunque menor que el del RG. El contenido en cenizas es menor en el pellet comercial a partir de pawlonia. Sin embargo, por ser la biomasa de pino la más abundante en la región mediterránea, y por tanto, la más asequible desde un punto de vista económico, se ha elegido ésta como la más adecuada para las mezclas.

A partir de la combinación matemática de los datos de BM-3 con los datos promedio del RG, al calificarlos según la norma UNE-EN ISO 21640:2021, se observa que con sólo un 10% de BM-3 la clasificación correspondiente al PCI y al Hg no varían (2 y 1 respectivamente), mientras que para Cl mejora del 3 (RG) al 2 (90% de RG y 10% de BM-3). Sin embargo, aumentar las proporciones de BM-3 no beneficia la clasificación de los parámetros de calidad establecidos en la norma.

Cabe destacar que los datos representados en este trabajo son el resultado global de lo que podría ser la mezcla de RG a nivel general con biomasa. Esto se debe a que los resultados del RG son bastante similares en las tres plantas estudiadas. En cualquier caso, a partir de los análisis concretos sobre los RG de cada planta, se debería decidir la conveniencia o no de mezclar este tipo de rechazo con biomasa para mejorar los parámetros que determinan la calidad de los CSR obtenidos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las tres plantas analizadas (Reciplasa en Onda, planta de Algimia de Alfara y planta de Bionord en Cervera del Maestre) por su colaboración en este trabajo.

Referencias

Colomer, F.J., Vicente, P., Segarra, J., Jorro, J. 2019. Cap. 3.1. Aprovechamiento y valorización de residuos de poda de cítricos. Proyecto Life Ecocytric. Libro: aprovechamiento energético De residuos sólidos, Eds.: Gallardo, A., Colomer, F.J., Campos, R., Arias, D. Ed. Publicaciones de la Universitat Jaume I. Castelló. <http://dx.doi.org/10.6035/MediAmbient.2019.10>

Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:32018L0850>

Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A31999L0031>

ERFO (2012). European Recovered Fuel Organisation. Facts and Figures about SRF. Bruxelles España en cifras 2019). https://www.ine.es/prodyser/espaa_cifras/2019/9/ (acceso 4/02/2023)

EUROSTAT, 2021. Producción e importaciones de energía. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Energy_production_and_imports/es&oldid=508592 (acceso 02/02/2023)

Gallardo, A., Edo-Alcón, N., Albarrán, F., 2017. El combustible sólido recuperado: Producción y marco regulador. RETEMA. 197, 8-16. <https://www.retema.es/articulos-reportajes/combustible-solido-recuperado-produccion-marco-regulador>

Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE). 2011. Evaluación del potencial de energía de la biomasa. Estudio técnico PER 2011-2020. Ed. IDAE, Madrid. https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_11227_e14_biomasa_A_8d51bf1c.pdf

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), 2021. El proceso internacional de lucha contra el cambio climático. <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/el-proceso-internacional-de-lucha-contr-el-cambio-climatico/naciones-unidas/protocolo-kioto.aspx> (acceso 10/01/2023)

Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2020-7438>

UNE-EN ISO 21640:2021 “Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0068001> (acceso 15/12/2022)

ESTADO DE ARTE DE LA GESTIÓN Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS DE CAÑA DE AZÚCAR EN ECUADOR

Villa-Achupallas, M.^{1, 2}; Amaya Lobo García de Cortázar²

¹ Department of Chemistry, Materials and environment research group, School of Environmental Engineering, Universidad Técnica Particular de Loja, 11 01 608 Loja, Ecuador, mavilla@utpl.edu.ec

² Department of Water and Environmental Sciences and Techniques, Environmental Engineering Group, School of Civil Engineering, University of Cantabria, Santander Campus, Avda. de los Castros s/n, 39005 Cantabria, Spain, amaya.lobos@unican.es

Resumen

La producción mundial de caña de azúcar es un sector vital y esencial en el ámbito agrícola y económico a nivel global, con una producción anual de 1.9 mil millones de toneladas. En Ecuador, la caña de azúcar es el cultivo más importante, con una producción anual de 11 372 505 toneladas. Sin embargo, durante las diferentes etapas de la producción de la caña, desde la cosecha hasta la producción artesanal e industrial, se generan diversos residuos, entre ellos la corteza, las hojas y el bagazo.

La valorización de estos residuos es un tema importante en la actualidad, ya que pueden ser utilizados como materia prima para la producción de biocombustibles, la generación de energía, la producción de papel y cartón, la alimentación de animales, entre otros. El bagazo de la caña de azúcar es una excelente fuente de energía renovable y su uso puede contribuir a reducir la dependencia de los combustibles fósiles. Durante la producción de azúcar, por ejemplo, el procesamiento de una tonelada de caña de azúcar da lugar a 270 kg de bagazo, lo que equivale a 135 kg de materia seca.

En Ecuador, se han implementado diversas iniciativas para la gestión y aprovechamiento de los residuos de la caña de azúcar, como la producción de biocombustibles y la generación de energía a partir del bagazo, la producción de alimentos para animales y la fabricación de materiales biodegradables. La valorización de estos residuos contribuirá a fomentar técnicas de valorización de residuos para reducir su impacto ambiental.

Palabras clave: Caña de azúcar, residuos orgánicos, cosecha

1. Introducción

La producción de alimentos depende de la producción agropecuaria (Lu et al. 2022). Estas actividades generan desechos animales, agrícolas y de alimentos que tradicionalmente pueden ser utilizados como abonos orgánicos (Case et al. 2017), o para la obtención de biocombustibles (Ranjbari et al. 2022), entre otros usos.

El sector agrícola constituye el sector con mayor uso de suelo a nivel mundial. Los cultivos se deben cosechar, comercializar e industrializar. Se estima que cada año se generan 140×10^3 Tg de biomasa de residuos agrícolas en todo el mundo, por lo que la gestión inadecuada de esta materia orgánica podría provocar problemas de contaminación (Gupte et al. 2022). Entre los residuos agrícolas se encuentran los residuos vegetales generados en las actividades de cosecha y postcosecha, y, los residuos agroindustriales que se generan en las etapas de tamizado, molienda, producción, etc. (Lim et al. 2012).

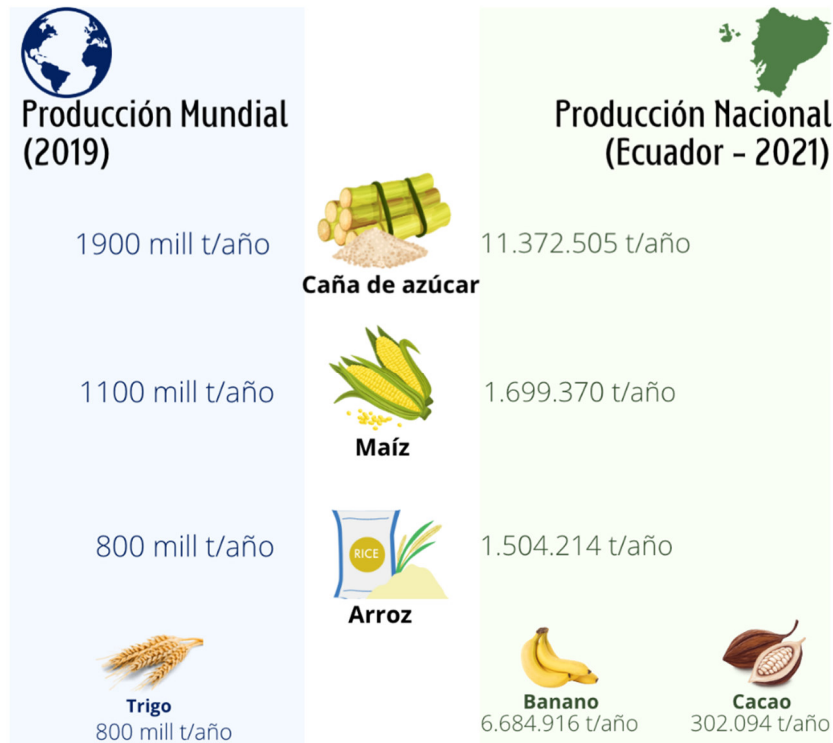


Figura 1: Cultivos de mayor producción agrícola a nivel mundial y en Ecuador.

Nota: Elaborado a partir de (FAO 2021b; INEC 2021).

La composición de residuos agrícolas varía en cada país y depende del tipo de cultivos y hábitos de alimentación en la población. En la figura 1 se observan el top cinco de los productos de mayor consumo a nivel mundial y en Ecuador, siendo la caña de azúcar el principal cultivo.

La producción de caña de azúcar en Ecuador se ha convertido en una de las principales fuentes de ingresos para el país. Este cultivo es el de mayor producción mundial, y Ecuador es uno de los principales productores de la región. Sin embargo, la producción de caña de azúcar también genera una gran cantidad de residuos que pueden ser problemáticos si no se gestionan adecuadamente.

La gestión de los residuos de la caña de azúcar es un tema que ha sido abordado por muchos países en los últimos años, incluyendo Ecuador. La producción de caña de azúcar genera una gran cantidad de residuos, como hojas, bagazo y vinaza, que pueden tener un impacto negativo en el medio ambiente si no se gestionan adecuadamente. La gestión adecuada de estos residuos es fundamental para reducir su impacto en el medio ambiente y maximizar su valor económico. En Ecuador, se están llevando a cabo iniciativas para la valorización de los residuos de la caña de azúcar. La producción de biocombustibles es una de las opciones más populares, ya que puede ayudar a reducir la dependencia del petróleo y a mejorar la seguridad energética del país. Además, la utilización de la caña de azúcar como materia prima para la producción de papel y cartón es otra opción viable.

2. Metodología

Se realizó una búsqueda en bases de datos científicas relevantes, como Web of Science y Scopus, utilizando mezclas entre palabras clave relacionadas con la caña de azúcar como: bagazo, cosecha de caña, residuos de caña, producción de caña en Ecuador, residuos, aprovechamiento, quema, compostaje, digestión, economía circular. De la bibliografía existente se limitó la búsqueda a publicaciones en los

últimos 15 años en revistas de libre acceso. De la información obtenida se seleccionó aquellas publicaciones que en su resumen consideren el aprovechamiento de residuos.

Se seleccionaron un total de 32 papers, los cuales fueron evaluados en función de la claridad de la metodología y la relevancia de los resultados. Durante la revisión, se descartaron aquellos que no abordaban la problemática o el aprovechamiento de residuos de caña. Para el análisis de información se organizó una matriz para sintetizar los autores, el año de publicación, el título y el resumen del paper, la metodología de caracterización de residuos de caña de azúcar y su aprovechamiento, los resultados alcanzados y las conclusiones principales.

3. Resultados

El análisis de la información extraída en la matriz permitió identificar las tendencias e información relevante respecto a las tecnologías tradicionales e innovadoras para el aprovechamiento de residuos de caña, que se presentan en los siguientes apartados.

3.1 Producción de Caña de Azúcar

La caña de azúcar es el producto más producido en el mundo, siendo Brazil, India y China los países con mayor producción, en el año 2021 se cultivaron 26,349,551 hectáreas con una producción mundial de 1,859,390,044.3 toneladas (FAO 2021a).

En Ecuador, la caña de azúcar es el cultivo de mayor producción, el 75,14% se cosechan en la provincia del Guayas y un 20,48% en la provincia de Cañar(Orbe et al. 2022). La siembra de caña de azúcar requiere de suelos profundos, fértiles, bien aireados y con elevada capacidad de retención de agua (eco business fund 2021). Previo a la cosecha una práctica común es la quema del cultivo para eliminar hojas secas y mejorar la eficacia en la recolección sea manual o mecanizada ya que reduce el riesgo al ataque de serpientes o avispas, a pesar del considerable impacto ambiental de esta actividad (García, Vega, y Castro 2018).

El cultivo de caña de azúcar se ocupa principalmente para la producción de azúcar (Wong Sak Hoi y Martincigh 2013). En Ecuador el 85% de la producción se consume localmente (Orbe et al. 2022). En el 2010 EP Petroecuador propuso el proyecto Ecopaís para la producción de bioetanol el cual se incorporaría en un 5% en la gasolina (Macías Mendoza, Pérez Parra, y Torres Puentes 2022), apostando por el cambio de matriz energética que busca reducir su dependencia del petróleo.

3.2 Caracterización de residuos del sector

La composición de la caña de azúcar depende en gran medida de la variedad de la caña, la región y las condiciones climáticas en las que se cultiva, el grado de madurez de la caña, etc. (5). En la etapa de madurez, se compone de aproximadamente 71,82 % de tallos molibles, 12,58 % de cogollos, 8,7 % de hojas y 6,9 % de chulquines, los cuales pueden variar dependiendo de la variedad, edad y condiciones medioambientales (Lagos-Burbano y Castro-Rincón 2019)

La extracción de productos de alto valor a partir de residuos agroindustriales es un componente importante para el desarrollo de una bioeconomía sostenible (Zhao et al. 2020). Del tallo de la caña se extrae el jugo y el residuo deshidratado se conoce como bagazo (Wong Sak Hoi y Martincigh 2013). En una fábrica de azúcar típica, el procesamiento de una tonelada de caña de azúcar da lugar a 270 kg de bagazo (con un 50% de humedad), lo que equivale a 135 kg de materia seca (Baudel, Zaror, y De Abreu 2005).

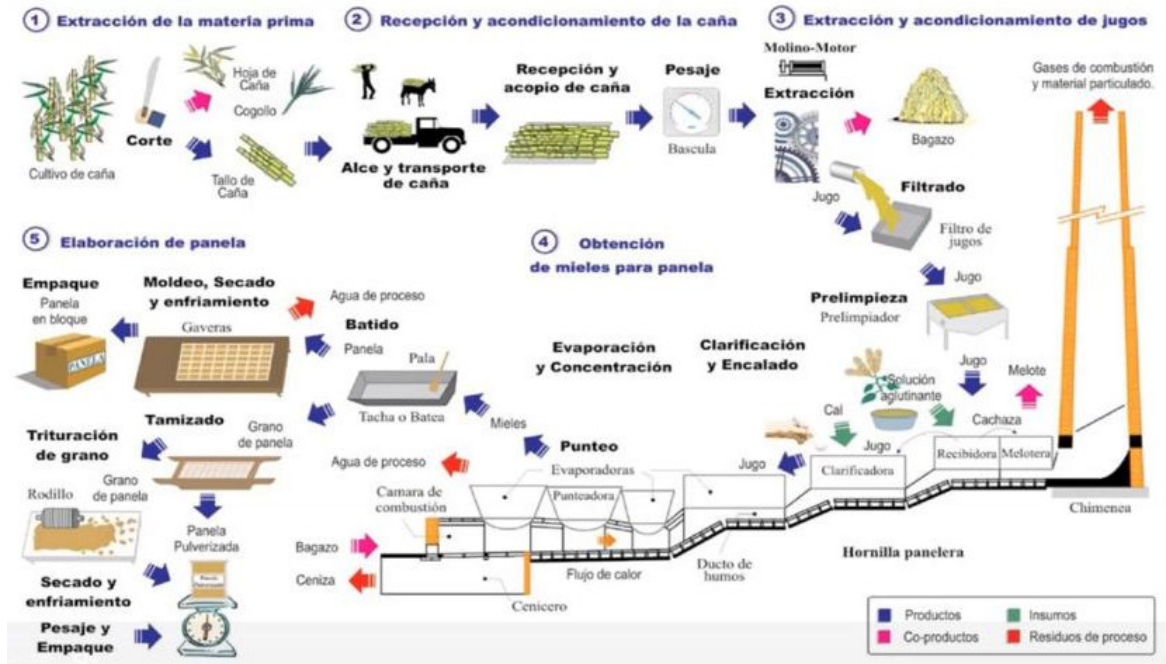


Figura 2: Flujo de masa del proceso de aprovechamiento de caña y producción de residuos.

Nota: Tomado de (Hugo García B et al. 2007)

Durante la industrialización del jugo de caña para producir azúcar se genera un subproducto conocido como cachaza (Procaña 2023). La cachaza consiste en un material húmedo, oscuro y esponjoso (Pachón et al. 2005). El contenido de humedad de la cachaza está entre el 80-88% por lo que para evitar procesos de fermentación necesita ser deshidratada, la cachaza deshidratada se conoce como melote (Lagos-Burbano y Castro-Rincón 2019).

El jugo de azúcar extraído es clarificado para remover impurezas y pasar a un sistema de evaporación que genera un jarabe espeso y oscuro conocido como melaza (Humberto et al. 2021). La melaza pasa a un proceso de cristalización donde se produce la azúcar cruda, la melaza no cristalizada se separa por centrifugado (Pachón et al. 2005).

Otro de los residuos es la vinaza que se produce a partir de la destilación de la melaza fermentada o de la fermentación directa del jugo de caña para la generación de etanol (Alvarado-Aguayo y Abad Sánchez s. f.). En la tabla 1 se presenta un análisis de la composición específica de los residuos generados del cultivo y procesamiento de caña de azúcar.

Tabla 1: Composición de residuos de caña de azúcar

Residuos de cultivo		Residuos de producción			
Tallos	Hojas	Bagazo	Cachaza	Melaza	Vinaza
N 0.72 kg	Ceniza 4,7%,	Celulosa 47,7%	pH 7,4	pH 4,2 – 5,0	pH 4,65
P 0.18 kg	Extractivos	Hemicelulosa	DQO 59,44 mg/l	DQO 65000	MO 1,20 %
K 1.22 kg	13,7%	8,9%	N 0,45 mg/l	mg/l	C 0,70%
Ca 0.12 kg	Lignina 22,7%	Lignina 34,3%	P 0,34 mg/l	N 450 – 1610	N 0,04%
Mg 0.20	Celulosa 40,8%	(Gouveia et al.	(Castro,	mg/l	P 0,004%
S 0.27 kg	Hemicelulosa	2009)	Rodríguez, y	P 100 – 290	(Suárez-Valles y
(Suárez-Valles y	28,7%		Vega-Posada	mg/l	Rodríguez
Rodríguez	(Anón s. f.)		s. f.)	(Castillo et al.	Jarama 2022)
Jarama 2022)				2018)	

3.3. Medidas de gestión y disposición de residuos

Como se mencionó en líneas anteriores, las prácticas tradicionales de quema de cultivos previa a la cosecha reducen la cantidad de desechos por la combustión de hojas. El bagazo deshidratado por la extracción de jugo se ocupa en la propia industria azucarera como combustible para alimentar las calderas que intervienen en los procesos de evaporación (Baudel et al. 2005). El bagazo es rico en fibra y azúcares por lo que también se emplea como alimento para rumiantes (CINCAE y FIADE 2022).

Aunque la caña se cultiva principalmente para la producción de azúcar, el enfoque actual en la energía sostenible y la incorporación de buenas prácticas ambientales. Siendo así, el bagazo se utiliza como fuente de materia prima para la producción de etanol (Macias Mendoza et al. 2022) y fertilizantes orgánicos por fermentación o compostaje. La industria de la construcción aprovecha el bagazo de caña para la fabricación de paneles alivianados (Cangussu et al. 2023).

En el mercado existen balanceados que aprovechan la cachaza en la elaboración de piensos para animales por su elevado contenido de fibra (Procaña 2023). En estado seco, la cachaza se emplea también en la elaboración de bloques para construcción (Castro et al. s. f.) y bioles (Baudel et al. 2005), además suelen incorporarlas en sistemas de digestión anaerobia para la producción de metano.

A nivel de país, la melaza es ampliamente usada por ganaderos y agricultores, como alimento avícola, ganadero, fertilización de camarones, acondicionamiento del suelo, entre otros (Líderes y Diario El Comercio s. f.). Así también la vinaza se utiliza como alimento animal, y en la producción de biofertilizantes y biogás.

Nuevos estudios, abordan el uso de residuos de la caña de azúcar en la producción de biochar y coagulantes para procesos de tratamiento de agua. Así como en la elaboración de desechables biodegradables como alternativa contra la contaminación plástica.

4. Conclusiones

La revisión bibliométrica es una herramienta estratégica para el estudio teórico, evaluación de información y síntesis, ya que permite identificar aspectos relevantes, oportunidades de investigación, áreas de interés técnico y científico, proporcionando una visión general del tema respecto a las prácticas actuales y orientar futuros estudios.

La implementación de técnicas sostenibles para la cosecha y postcosecha de caña de azúcar constituye un desafío para el sector agrícola. La literatura científica revisada sugiere que se están llevando a cabo numerosos estudios y se están aplicando diversas técnicas para la valorización de estos residuos, como el uso en procesos biotecnológicos que convierten los residuos en productos de valor agregado, como biocombustibles y productos químicos. Además, se observa un aumento en la utilización de tecnologías de procesamiento más sostenibles, como la pirólisis y la gasificación, que permiten la obtención de productos de mayor valor y reducen la emisión de gases de efecto invernadero.

En general, estos hallazgos sugieren que existe un gran potencial para el aprovechamiento de los residuos de caña de azúcar y que se están desarrollando cada vez más técnicas y tecnologías para su procesamiento. Este conocimiento puede ser de gran utilidad para el desarrollo de políticas y estrategias que promuevan el uso sostenible de estos residuos y fomenten la innovación y el crecimiento económico en la industria de la caña de azúcar.

La variabilidad en la cantidad, diversidad y composición de residuos de caña de azúcar constituye un desafío al momento de gestionarlos, en Ecuador es un tema de importancia crítica para el desarrollo sostenible del país ya que su valorización puede generar importantes beneficios económicos y ambientales, pero requiere de un enfoque integral y una colaboración entre todos los actores relevantes, amparada en un sistema de políticas y regulaciones claras para la implementación y desarrollo de tecnologías sostenibles.

5. Referencias

- Alvarado-Aguayo, A., y M. Abad Sánchez. s.f. «Aprovechamiento de vinaza para obtención de biofertilizantes como alternativa nutricional para el sector agropecuario». DELOS Desarrollo Local Sostenible .
- Anón. s. f. Franco et al. Sugarcane trash composition Scientia Agricola.
- Baudel, Henrique M., Claudio Zaror, y César A. M. De Abreu. 2005. «Improving the value of sugarcane bagasse wastes via integrated chemical production systems: An environmentally friendly approach». *Industrial Crops and Products* 21(3):309-15. doi: 10.1016/j.indcrop.2004.04.013.
- Cangussu, Nara, Patrícia Chaves, Welis da Rocha, y Lino Maia. 2023. «Particleboard panels made with sugarcane bagasse waste—an exploratory study». *Environmental Science and Pollution Research* 30(10):25265-73. doi: 10.1007/s11356-021-16907-7.
- Case, S. D. C., M. Oelofse, Y. Hou, O. Oenema, y L. S. Jensen. 2017. «Farmer perceptions and use of organic waste products as fertilisers – A survey study of potential benefits and barriers». *Agricultural Systems* 151:84-95. doi: 10.1016/j.agsy.2016.11.012.
- Castillo, Raúl O., Jorge Mendoza, Edison Silva, Bolívar Aucatoma, Mónica Salazar, y Carolina Avellaneda. 2018. Carta Informativa CINCAE N°20, 2018.
- Castro, Veronica I., Diana C. Rodríguez, y Carlos A. Vega-Posada. s. f. «Bioprecipitación Inducida con Cachaza de Caña de Azúcar como Mecanismo Potenciador para El Mejoramiento Estructural de Bloques de Tierra Comprimida». doi: 10.24050/reia.
- CINCAE, y FIADE. 2022. Informe-Anual-2021. Guayaquil.
- eco business fund. 2021. Guía para el cultivo de caña de azúcar.
- FAO. 2021a. «FAOSTAT - Estadísticas de producción agropecuaria ».
- FAO. 2021b. World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2021. FAO.
- García, Y., A. Vega, y R. Castro. 2018. «Efecto de dos sistemas de cosecha de la caña de azúcar sobre la calidad del suelo en Cantón Milagro, Ecuador». *Acta Agrícola y Pecuaria* 4(2). doi: 10.30973/aap/2018.4.2/5.
- Gouveia, Ester Ribeiro, Renata Trajano Do Nascimento, Ana Maria Souto-Maior, George Jackson, y Moraes Rocha. 2009. VALIDAÇÃO DE METODOLOGIA PARA A CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR. Vol. 32.
- Gupte, Ameya Pankaj, Marina Basaglia, Sergio Casella, y Lorenzo Favaro. 2022. «Rice waste streams as a promising source of biofuels: feedstocks, biotechnologies and future perspectives». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 167(May):112673. doi: 10.1016/j.rser.2022.112673.
- Hugo García B, la R., MVZ C. Luis Albarracin C, Iq IA Adriana Toscano Latorre Natalia J Santana M, la B. Orlando Insuasty ColAadorAdores ECAgr Gonzalo Rodríguez B, la E. Roberto Manrique, Iq F. Esperanza Prada IA Guillermo Osorio C, la Rodrigo Torres, Mic C. Joanna Bohórquez R IA Carolina García P, y Ministerio DE Agricultura Y Desarrollo Rural. 2007. Autores Guía tecnológica para el manejo integral del sistema productivo de caña panelera. Vol. 1.
- Humberto, José, Tania Liceth, Jenny Andreina, Rosa Angélica, María Julia José Humberto Vera-Rodríguez, Instituto Superior Tecnológico Enrique Noboa Arízaga, La Troncal, Ecuador Jenny Andreina Sigüencia-Chuya, Ecuador María Julia Pérez-Guallpa, Ecuador Hombre, y Ciencia Tecnología. 2021. «Caracterización nutricional de los residuos orgánicos en la caña de azúcar

del cantón La Troncal Nutritional characterization of organic residues in the sugar cane of La Troncal canton». Periodicidad: Trimestral 25(2):2021.

INEC. 2021. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua ESPAC 2021.

Lagos-Burbano, Elizabeth, y Edwin Castro-Rincón. 2019. «Sugar cane and by-products of the sugar agro-industry in ruminant feeding: A review». *Agronomia Mesoamericana* 30(3):917-34. doi: 10.15517/am.v30i3.34668.

Líderes, y Diario El Comercio. s. f. «La melaza endulza a los ganaderos y agricultores ».

Lim, Jeng Shiun, Zainuddin Abdul Manan, Sharifah Rafidah Wan Alwi, y Haslenda Hashim. 2012. «A review on utilisation of biomass from rice industry as a source of renewable energy». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(5):3084-94.

Lu, Liang Chun, Shih Yung Chiu, Yung ho Chiu, y Tzu Han Chang. 2022. «Three-stage circular efficiency evaluation of agricultural food production, food consumption, and food waste recycling in EU countries». *Journal of Cleaner Production* 343(August 2021):130870. doi: 10.1016/j.jclepro.2022.130870.

Macias Mendoza, Ana Madelaine, Jean Carlos Pérez Parra, y Julio César Torres Puentes. 2022. «Pasado, presente y perspectiva del bioetanol en Ecuador». *CIENCIA UNEMI* 15(40):38-51. doi: 10.29076/issn.2528-7737vol15iss40.2022pp38-51p.

Orbe, Diego, Maritza Cuichán, David Salazar, y Julio César Muñoz. 2022. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC). Quito.

Pachón, F., G. Tovar, N. Urbina, y N. Matínez. 2005. «Uso de subproductos de caña panelera como suplemento alimenticio para ganado bovino y para evitar la contaminación ambiental.» *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia* 52:79-92.

Procaña. 2023. «Subproductos y Derivados de la Caña».

Ranjbari, Meisam, Zahra Shams Esfandabadi, Francesco Quattraro, Hassan Vatanparast, Su Shiung Lam, Mortaza Aghbashlo, y Meisam Tabatabaei. 2022. «Biomass and organic waste potentials towards implementing circular bioeconomy platforms: A systematic bibliometric analysis». *Fuel* 318(September 2021):123585. doi: 10.1016/j.fuel.2022.123585.

Suárez-Valles, M., y F. Rodríguez Jarama. 2022. «Efecto de la vinaza en el rendimiento azucarero y calidad de caña de azúcar, aplicada con el riego, en el Ingenio Valdez; Milagro.» Tesis de máster, Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil.

Wong Sak Hoi, Lynne, y Bice S. Martincigh. 2013. «Sugar cane plant fibres: Separation and characterisation». *Industrial Crops and Products* 47:1-12. doi: 10.1016/j.indcrop.2013.02.017.

Zhao, Yan, Anders Damgaard, Shan Liu, Huimin Chang, y Thomas H. Christensen. 2020. «Bioethanol from corn stover – Integrated environmental impacts of alternative biotechnologies». *Resources, Conservation and Recycling* 155. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104652.

INNOVACIÓN DE UN ESQUEMA DE RESIDUOS CERO EN EL PROCESAMIENTO DE ALIMENTOS DEL SECTOR AGRICOLA

Zambrano, Pavel¹; Messina, Sarah²; Saldaña Durán, Claudia E.^{3*}

¹Doctorado en Gestión de las Organizaciones, Universidad Autónoma de Sinaloa, México

^{2,3}Cuerpo Académico de Sustentabilidad Energética, Universidad Autónoma de Nayarit, México

*cesduran@uan.edu.mx

Resumen

La gestión de residuos sólidos (RSU) en la industria se ha interesado en la innovación. Mas sin embargo los procesos de innovación se limitan a procesos de eliminación descuidando otros tipos de innovación. Se han aplicado diversas teorías de la economía para interpretar la innovación, pero en México aún falta un análisis específico para tratar cada parte del proceso del tratamiento de los residuos sólidos, siendo este un sector cada día con demasiados materiales a tratar. En Nayarit las regiones agrícolas producen una gran variedad de frutas de importancia para el mercado nacional e internacional: yaca, mango, piña, plátano y arándano; más una producción notable de caña de azúcar, maíz, frijol y aguacate, definiéndolo como un “estado agrícola” (SIAP, 2021).

En el procesamiento de alimentos agrícolas se generan una gran cantidad de residuos lo que representa un problema ambiental de contaminación de agua, aire y suelo en estas regiones. El objetivo de este trabajo es innovar en el procesamiento de alimentos agrícolas dentro de un esquema de residuo cero. El documento integra el enfoque neoclásico y la teoría de la complejidad ofreciendo un marco teórico integral para analizar la innovación aplicada en el campo agrícola bajo la perspectiva del mercado-empresa y la perspectiva social. Se argumenta que el sistema de mercado en una complejidad-neoclásica se pueden combinar en un sistema integral para la innovación en la industria. En última instancia los efectos indica que la industria agrícola desempeña un papel clave en el fomento de la sostenibilidad y pueden operar con casi cero residuos.

Palabras clave: teoría de la complejidad, teoría neoclásica, residuos sólidos y marco teórico integral.

1. Introducción

El área geográfica del estado de Nayarit, principalmente en la zona costera, entre los poblados de Jalcocotan y el Llano en el municipio de San Blas presenta características por su clima y suelo propias para el cultivo de frutos, cuyos productos se deshidratan principalmente como el fruto del mango. Siendo el sector primario la agricultura y su principal cultivo el mango con una superficie sembrada en 36. 458 hectáreas, cosechadas 34. 069 hectáreas con un volumen de 264. 715 toneladas (INEGI, 2017). Durante el 2020 (DENU, 2022) en el estado de Nayarit las unidades económicas registradas con actividad económica en deshidratación de frutas y verduras de acuerdo con Sistema de Clasificación Industrial de América del Norte SCIAN fueron 17.

La deshidratación de las frutas se realiza en diferentes partes del mundo para mejorar la calidad de conservación y preservar la fruta para el consumo fuera de temporada. De esta manera a nivel mundial, para satisfacer las crecientes demandas alimenticias de una población en rápido crecimiento, cada día se generan abundantes residuos agrícolas. El manejo limitado y/o inadecuado de los mismos ha creado una necesidad urgente de diseñar estrategias para su oportuna utilización y valorización, hacia la sustentabilidad agrícola y la seguridad alimentaria y sanitaria.

Los residuos sólidos de agroalimenticios (RSA), independientemente del sitio de producción, se eliminan en vertederos o se tratan biológica o químicamente para reducir los problemas ambientales. La India, China, Estados Unidos y Brasil producen la mayor parte del desperdicio de alimentos en el mundo (Sinha & Tripathi, 2021). Los vertederos y el compostaje son métodos tradicionales para la gestión y eliminación de RSA, pero no se recomiendan debido a los gases tóxicos que se liberan, el mal olor y los problemas ambientales de contaminación.

El suelo fértil y el clima de Nayarit son propicios para una variedad del fruto del mango siendo la fruta tropical su principal producción, como se muestra en la Figura 1. En la costa sur el deshidratado de mango de empresas familiares ha marcado un mercado importante para el consumo en la región. En el proceso de deshidratado el rendimiento del mango fresco es de 59.70% Pulpa, 17.49% Cáscara, 10.49% Semilla o hueso y 12.25% de pérdida en el proceso de despulpado del fruto (Alicia et al., 2017). Terminando esta gran cantidad de residuos en vertederos a cielo abierto.

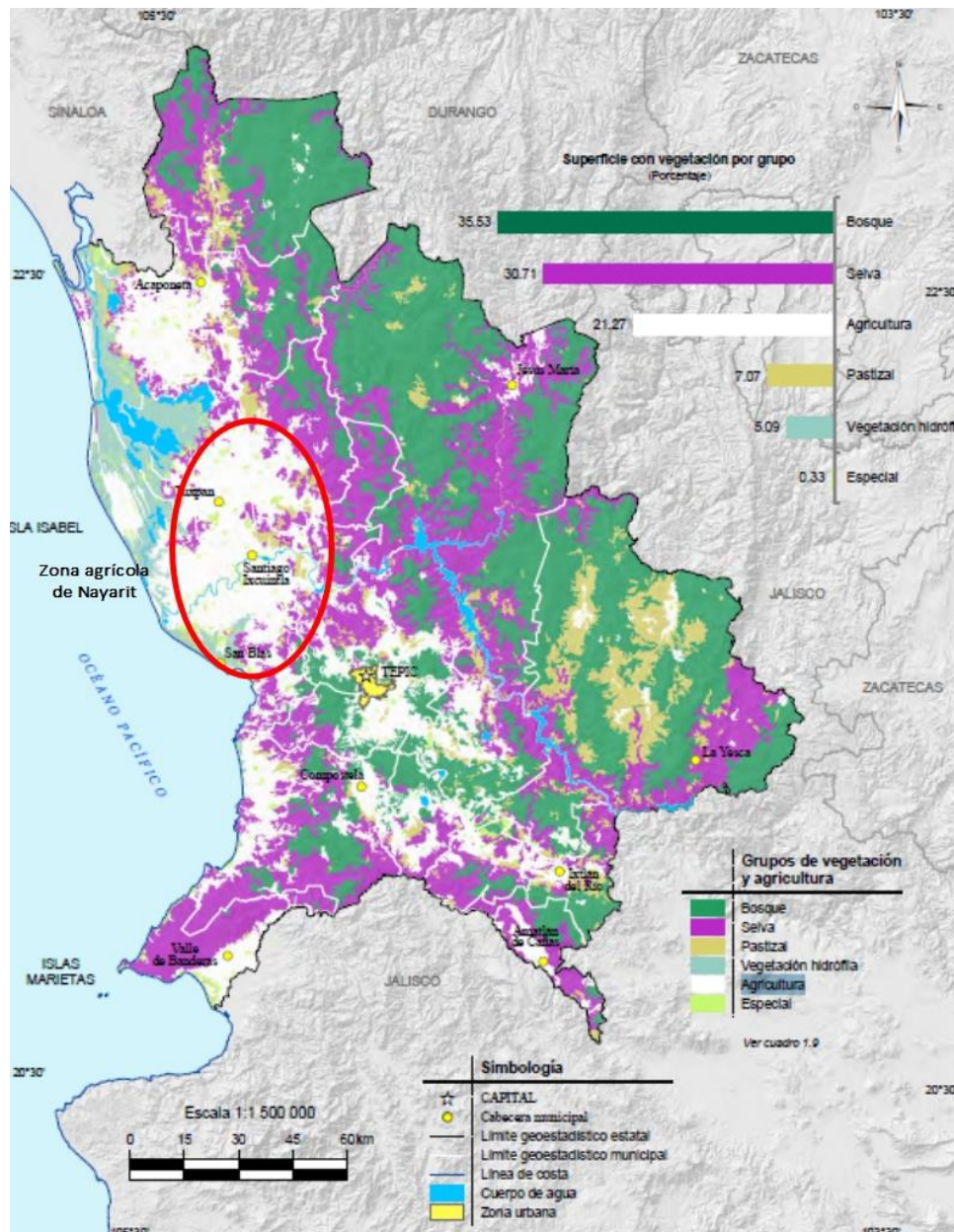


Figura 1. Zona Agrícola del estado de Nayarit (INEGI, 2017)

En este sector agrícola el proceso del secado de alimentos (mango) puede generar desperdicios debido a transporte inadecuado y daños durante el transporte, problema durante almacenamiento, pérdidas debido al procesamiento y la contaminación en empaquetado, sobre todo en los sitios rurales donde la disposición final de residuos es un problema grave, ya que es el punto crítico para el control de la contaminación ambiental de suelos y fuentes de agua locales. En el pasado reciente, e incluso en la actualidad, un gran número de ciudades mexicanas han eliminado sus residuos municipales de forma inapropiada, utilizando vertederos no controlados para enterrar su basura, ocasionando una cadena de degradación ambiental (Saldaña Durán & Nájera González, 2019)

El objetivo de este trabajo es innovar en el procesamiento del fruto del mango y la valorización de los residuos de alimentos agrícolas dentro de un esquema de residuo casi cero. De esta manera en la industria del deshidratado de mango los RSA generados se podrían disponer de forma eficiente al proporcionarse sostenibilidad ambiental y beneficios económicos hacia la implementación del enfoque de la economía circular. Esto es un sistema de secado de alimentos bajo esquemas técnicos y flujos de proceso con "casi cero residuos" y "casi cero emisiones".

1.1 Del enfoque neoclásico hacia la complejidad versus del conocimiento al conocimiento

El enfoque neoclásico identifica las funciones de la administración de las organizaciones. Frederick W. Taylor (1856-1915), llamado por Drucker el fundador de la administración científica, describe los pasos a analizar: diseñar la mejor manera de realizar el proceso, seleccionar a los trabajadores, capacitar a los trabajadores y pagar incentivos. Según el autor David R. Hampton, lo que defendía Taylor era la "regla" del conocimiento, no de la autoridad (Hampton, 1989). El incremento de la productividad es tanto del obrero como del grupo gerencial, desde esta visión el enfoque neoclásico puede combinarse con la Teoría de la Complejidad (CT) para construir un marco teórico y examinar la innovación en la industria de los residuos del sector agrícola. Trazando esta premisa, Thompson (Thompson et al., 2016) define los componentes en el sistema y su interacción entre ellos como un sistema de comportamiento general utilizando la terminología de complejidad, estas interacciones responden a cambios ambientales e interaccionan con su entorno que pueden influir en otros componentes. Una característica de la interacción son estados del sistema considerados como sistemas no lineales (Gear et al., 2018; Turner & Baker, 2019).

Por otro lado, al referirnos a la innovación, su conceptualización varía dependiendo de las visiones diferentes, contextos y autores. Desde esta visión la innovación consiste en generar un nuevo producto o proceso que tenga aplicación comercial (OCDE, 2018). La innovación en procesos tiene que ver con actividades como el compostaje de los residuos sólidos generados, actividad de bajo costo y con potencial viable de aprovechamiento. De acuerdo con Vargas (Vargas et al., 2019), garantiza que los residuos orgánicos vinculen sus componentes en el ciclo de la cadena de producción primaria, además permite mejorar las condiciones físico-químicas del suelo y aumenta la productividad de los cultivos (Casas Pinzón, 2016). La organización adopta nuevas prácticas al momento de generar sus residuos sólidos, su recolección y almacenamiento, esto es, generar nuevas estructuras organizacionales entre los pasos posteriores a la generación de residuos sólidos que antes no estaban asociadas, o definitivamente no existían. Todo lo anterior con el fin de que desde la misma generación de los residuos sólidos estos ya estén orientados y adecuados a su reutilización y/o aprovechamiento.

Al integrar el enfoque neoclásico y combinarlo con la Teoría de la Complejidad se construye un marco teórico, con el cual se coadyuva en examinar, profundizar y discernir los esquemas de interacción entre los componentes de la industria de la gestión de residuos sólidos, orientándolos hacia un innovador sistema de comportamiento. El enfoque sobre el que se basa la eco innovación es la teoría neoclásica, la cual, se puede respaldar en una importante parte de los estudios existentes (Rennings, 1998). Desde esta perspectiva, las eco innovaciones buscan generar ingresos económicos reduciendo el impacto ambiental, a través de la incorporación de algún proceso, producto y/o método de comercialización y de organización innovador o

significativamente mejorado (OCDE/Eurostat, 2005), validando con esto, que las eco innovaciones son principalmente impulsadas por las fuerzas del mercado, en coherencia con el enfoque neoclásico.

2. Metodología

Este trabajo reflexiona la integración del enfoque neoclásico en la administración y la teoría de la complejidad hacia la valorización de los RSA. Además, las estimaciones de producción de los residuos para la tecnología del compostaje hacia residuos casi cero, para la rentabilidad en la práctica agrícola y los aspectos sostenibles en la disposición final de los residuos.

Para este estudio de caso en Nayarit se sujetó a criterios de selección:

- (i) Un tamaño de comunidad entre 100 y 1000 habitantes.
- (ii) Una producción agrícola del mango que se produce a un nivel empresa familiar.
- (iii) Accesibilidad por carretera; y
- (iv) Disponibilidad en la comunidad de una empresa familiar interesada en el desarrollo de la comunidad.

Se consideró el panorama general de la gestión de los residuos sólidos alimenticios y su valorización ver la Figura 2.

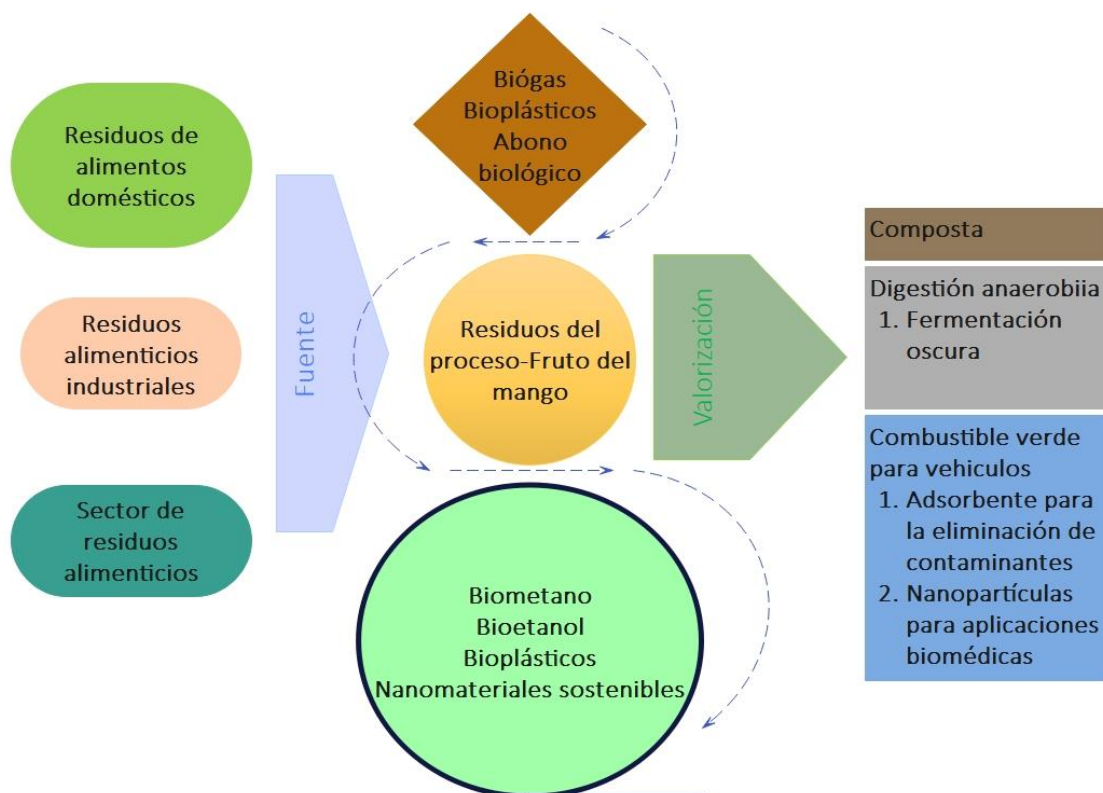


Figura 2. Fuentes de residuos alimenticios sus métodos de valorización y aspectos sostenibles en la disposición final de los residuos

3. Resultados

Integrando los componentes de la empresa familiar de deshidratado de mango asociadas con su escala de producción se identificaron tipologías específicas del sistema de gestión de los residuos agroindustriales. En el que se muestra un sistema de mercado hacia la innovación dirigido a la reducción de residuos casi cero e impulsando el reciclaje sostenido para la protección del medio ambiente, se resume en la Figura 3.



Figura 3. Sistema de mercado para la innovación

Los resultados del caso de estudio de la empresa familiar en el Llano, San Blas en Nayarit, México. El deshidratado de mango se procesa en el horno funcional al 100% de su capacidad el cual opera hasta 70 cajas de mango con un peso por unidad de 28 kilos de fruto, en consecuencia, el volumen máximo de trabajo por proceso es de 1.96 toneladas de mango. Durante el 2022 se procesaron 76.39 toneladas de mango, resultando aproximadamente el 60% es pulpa, y el 30% restante es el hueso y la cáscara, por consiguiente, se generaron 22.932 toneladas de residuos en el proceso de despulpado del fruto, como se observa en la Figura 4.

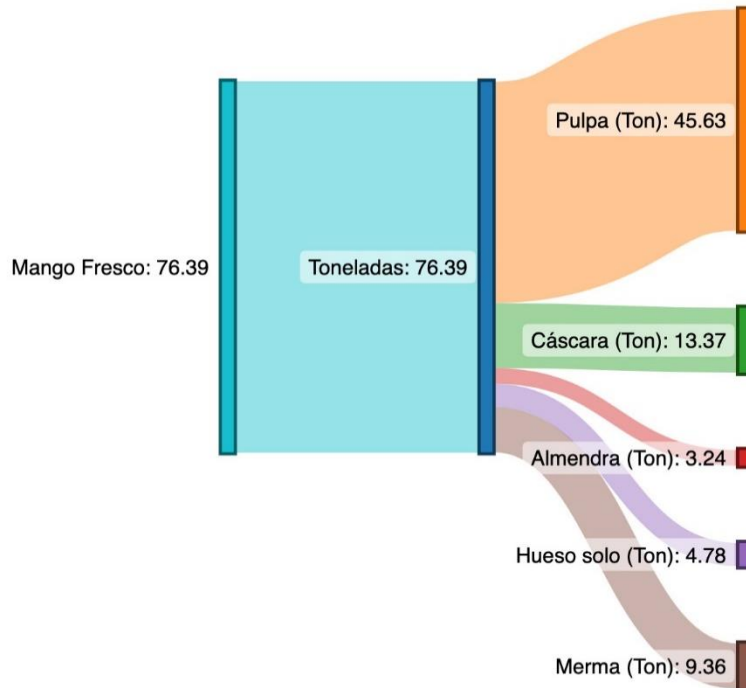


Figura 4. Obtención de la clasificación de los RSA en el proceso de deshidratado de mango en una empresa familiar en el Llano, San Blas en Nayarit, México.

4. Discusión

Obtener el 30% de los RSA en el proceso de deshidratado de mango en este primer análisis del enfoque neoclásico y la perspectiva de la complejidad se esboza un sistema de mercado hacia la innovación con residuos casi cero para la protección al medio ambiente. Contra un confinamiento del sistema tradicional de RSA en los vertederos a cielo abierto. Donde el sistema tradicional basado en vertederos debe cambiar cuando se avanza hacia la economía circular, una mayor cooperación entre la gestión local de los residuos, las autoridades y los diferentes actores responsables de diversas políticas, incluida la gestión de residuos, la energía y el medio ambiente (Bolton & Rousta, 2019; Malinauskaite et al., 2017). A través del secado de los productos agrícolas, se reducen el índice de pérdida de alimentos y el índice de desperdicio de alimentos. Así, la misma cosecha satisface la demanda del consumidor. Los usos de las tierras agrícolas y el agua se practican con eficacia, y la Huella Hídrica de los productos consumidos se mantiene al mínimo. Estos pasos contribuyen a cumplir con el ODS-12 para 2030, según lo establecido por la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) sobre la producción agrícola responsable y el consumo responsable (Messina et al., 2022) .

5. Conclusión

Se concluye que, para mejorar la comprensión de la gestión de los residuos sólidos en la industria del procesamiento de alimentos agrícolas, se demuestra que el análisis de los enfoques neoclásico y la perspectiva de la complejidad ofrece ideas útiles para la reducción casi cero y mejorar el desarrollo económico hacia protección del medio ambiente. El estudio identifica los apalancamientos adecuados para fomentar la valorización económica, viabilidad y sostenibilidad ambiental. Esta puede ser una línea de investigación prometedora para cambiar un sistema de mercado tradicional (vertederos) que datan de 30 a 40 años para el surgimiento de la innovación en un sistema de mercado del compostaje.

Agradecimientos

Al CONACYT - PRONACES 2022 por los recursos financieros para el proyecto 319456.

Referencias

- Alicia, E., Rendon, M., María, G., Morales, G., Flores, O. F., Corona González, R. I., Martín, P., Cortéz, M., & Guevara, E. A. (2017). EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS Y TECNO FUNCIONALES DE SUBPRODUCTOS DE RESIDUOS DE MANGO (mangifera indica, variedad Tommy Atkins). *MMemorias Del XXXVIII Encuentro Nacional de La AMIDIQ*, 100(Figura 1), 381–386.
- Bolton, K., & Rousta, K. (2019). Solid waste management toward zero landfill: A swedish model. In *Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64200-4.00004-9>
- Casas Pinzón, R. D. (2016). Producción, recolección y disposición de residuos sólidos urbanos, análisis del sistema de gestión en el municipio de Puerto Asís Putumayo. In *Universidad de Manizales* (p. 512). <http://ridum.umanizales.edu.co>
- Gear, C., Eppel, E., & Koziol-Mclain, J. (2018). Advancing Complexity Theory as a Qualitative Research Methodology. *International Journal of Qualitative Methods*, 17(1), 1–10. <https://doi.org/10.1177/1609406918782557>
- Hampton, D. R. (1989). *ADMINISTRACIÓN* (McGraw-Hill, Ed.). Mac Graw Hill.
- INEGI. (2017). Anuario estadístico nayarit 2017. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*.
- Malinauskaite, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., Thorne, R. J., Colón, J., Ponsá, S., Al-Mansour, F., Anguilano, L., Krzyżyńska, R., López, I. C., A.Vlasopoulos, & Spencer, N.

- (2017). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy*, 141, 2013–2044. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128>
- Messina, S., González, F., Saldaña, C., Peña-Sandoval, G. R., Tadeo, H., Juárez-Rosete, C. R., & Nair, P. K. (2022). Solar powered dryers in agricultural produce processing for sustainable rural development worldwide: A case study from Nayarit-Mexico. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 3(April), 100027. <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100027>
- OCDE. (2018). *Manual de Frascati 2015: Guía para la recopilación y presentación de información sobre la investigación y el desarrollo experimental* (OCDE, Ed.). OCDE. https://www.oecd-ilibrary.org/science-and-technology/manual-de-frascati-2015_9789264310681-es
- OCDE/Eurostat. (2005). Manual de Oslo 2005. In *Manual de Oslo*. <http://www.itq.edu.mx/convocatorias/manualdeoslo.pdf>
- Rennings, K. (1998). Towards a Theory and Policy of Eco-Innovation - Neoclassical and (Co-) Evolutionary Perspectives. *ZEW Discussion Paper 98-24, February 1998*, 1–21.
- Saldaña Durán, C. E., & Nájera González, O. (2019). Identification of potential sites for urban solid waste disposal in the municipality of tepic, nayarit, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(Special Issue 2), 69–77. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.esp02.07>
- Sinha, S., & Tripathi, P. (2021). Trends and challenges in valorisation of food waste in developing economies: A case study of India. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4(September), 100162. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100162>
- Thompson, D. S., Fazio, X., Kustra, E., Patrick, L., & Stanley, D. (2016). Scoping review of complexity theory in health services research. *BMC Health Services Research*, 16(1). <https://doi.org/10.1186/s12913-016-1343-4>
- Turner, J. R., & Baker, R. M. (2019). Review complexity theory: An overview with potential applications for the social sciences. *Systems*, 7(1). <https://doi.org/10.3390/systems7010004>
- Vargas, O., Trujillo, J., & Torres, M. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia*, 23(2), 123–129. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-37092019000200123

SESIÓN S6-2

RECOLECCIÓN DE RESIDUOS



PROPOSTA DE INDICADORES PARA PROGRAMAS DE COLETA SELETIVA DURANTE A PANDEMIA

Novaes de Sá, Ana Cecília^{1*}; Coutinho Nóbrega, Claudia²; Batista Pereira Alves, Natanael³; Galdino Silva, Rayanne Maria⁴

^{1,4} Doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil;

² CT – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil;

³ Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil

Resumo

A Pandemia por COVID-19 impactou a gestão de resíduos sólidos em todo o mundo, tornando um desafio, especialmente no primeiro momento em que o comportamento viral era desconhecido. Assim, programas de coleta seletiva foram diretamente afetados, devido à interrupção temporária das atividades, em função dos riscos potenciais e da ausência de infraestrutura capaz de abarcar os efeitos da pandemia. Diante disso, a utilização de indicadores que contemplem essa abordagem torna-se indispensável para construção de estratégias que priorizem o manejo eficiente dos resíduos em situações adversas. O objetivo deste estudo foi construir e validar indicadores capazes de avaliar as medidas adotadas pelos programas de coleta seletiva durante a pandemia. A validação ocorreu por meio do método Delphi, que consistiu no envio de questionários, através de rodadas, para um conjunto de especialistas, visando avaliar a relevância dos indicadores propostos. Os resultados foram analisados através da estatística descritiva, resultando em cinco indicadores validados e considerados relevantes para o tema, com aceitação superior a 94%: Treinamentos e capacitações em períodos de desastres/epidemias/pandemias; Auxílio aos catadores; Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias; Percentual de catadores afastados por Covid-19; Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias. Estes indicadores promovem o monitoramento da conjuntura social dos catadores associados nos núcleos de coleta seletiva, além de avaliar a existência de ações educativas para os catadores e população a respeito do manejo dos resíduos sólidos durante a pandemia.

Palavras-chave: Resíduos sólidos; Gestão de resíduos; Método Delphi.

1. Introdução

A pandemia por COVID-19 criou uma emergência mundial, impactando drasticamente a saúde pública e a economia (Silva et al., 2021). Diante deste cenário, questões ambientais foram levantadas e discutidas, principalmente em relação ao gerenciamento de resíduos sólidos, visto que as ações emergenciais como uso de máscaras e isolamento social repercutiram no aumento da geração e na destinação final dos resíduos sólidos (Hantoko et al., 2021).

Revisões foram desenvolvidas a respeito da permanência do vírus em superfícies, onde Kampf et al., (2020) constataram a persistência no papel entre 4 e 5 dias, no metal durante 5 dias, no plástico por 5 dias. Levando em consideração que o trabalho dos catadores nos centros de triagem do Brasil é

predominantemente manual (Fidelis et al., 2020), tornou-se um desafio para as autoridades públicas garantir o manejo de resíduos com riscos mínimos à saúde e à segurança dos catadores (Li et al., 2022).

Em vista disso, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) recomendou a suspensão da coleta seletiva, bem como a quarentena dos materiais recicláveis da coleta seletiva, visando a não exposição dos catadores ao risco (Abes, 2020). Com isso, diversos municípios brasileiros interromperam as atividades dos programas de coleta seletiva, como manobra de mitigação do contágio e da disseminação do vírus. Essas medidas visaram assegurar a saúde e a segurança dos catadores, diante dos riscos potenciais e da ausência de infraestrutura capaz de abarcar os efeitos da pandemia.

Diante da necessidade de implantação de medidas que garantam o diagnóstico e o monitoramento deste cenário, torna-se indispensável a inclusão de ferramentas que incorporem estes requisitos. Nessa perspectiva, os indicadores são instrumentos eficientes, capazes de fornecer informações úteis e indispensáveis aos gestores e as autoridades a respeito do processo de gestão (Tavares et al., 2021).

Indicadores direcionados para a análise de cenários transitórios possibilitam a detecção de um fenômeno que não seja rapidamente visualizado. Com isso, torna-se possível identificar as falhas e as potencialidades de um sistema, subsidiando o processo de planejamento e de tomada de decisão (Porto Filho e Melo, 2021). Neste viés, o objetivo deste estudo é construir e validar um conjunto reduzido de indicadores para avaliar as ações adotadas pelos programas de coleta seletiva durante a pandemia por COVID-19.

2. Metodologia

2.1 Área de Estudo

A área de estudo selecionada aplicação dos indicadores foi João Pessoa, localizada no Estado da Paraíba. De acordo com dados do último censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Pesquisa e Estatística (IBGE), a população do município no ano de 2010 era de 723.515 habitantes, ocupando uma área territorial de 210,044 km², distribuídos entre os 64 bairros existentes (JOÃO PESSOA, 2014). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, a população estimada da cidade supracitada em 2022 foi de 889.600 habitantes (IBGE, 2022).

A capital opera o programa de coleta seletiva que possui taxa de cobertura de atendimento de 20,56% da área total do município, atingindo mais de 80.000 residências e condomínios (PIMENTEL et al., 2020). No município, a coleta seletiva é desempenhada por catadores associados e catadores autônomos, ou seja, não possuem vínculo com organização formal (associações ou cooperativas). Atualmente, existem três associações de catadores de recicláveis: Associação de Trabalhadores de Materiais Recicláveis (ASTRAMARE), Acordo Verde e Associação de Catadores de Resíduos de João Pessoa (ASCARE). Estas associações atuam em 05 núcleos de coleta seletiva (contemplam 23 bairros da capital), além da Central de Triagem (CT).

2.2 Construção dos Indicadores e Validação

Os indicadores foram desenvolvidos em virtude da ausência de ferramentas de monitoramento das medidas adotadas pelos programas de coleta seletiva durante a pandemia por COVID-19. Estes indicadores foram criados a partir da literatura conceitual, sendo definidas as nomenclaturas dos indicadores, as fórmulas de cálculo e as respectivas gradações.

Um número reduzido de quatro (04) indicadores foram inicialmente propostos para constituir a dimensão Desastres, Epidemias e Pandemias. Estes indicadores seguiram para validação pelo Método Delphi, que consiste na avaliação e julgamento de um problema, por meio da opinião de profissionais com reconhecido saber na área de estudo (Billings et al., 2020). Esta técnica é conduzida por meio de rodadas até que seja alcançado o nível de consenso desejado, neste estudo foram adotadas duas rodadas.

Em cada rodada foi avaliada a relevância dos indicadores para o escopo do estudo. A relevância refere-se à importância do indicador em medir e fornecer informações a respeito do objetivo proposto. A relevância foi julgada por meio da escala Likert de cinco pontos, distribuída da seguinte forma: 1 (Irrelevante), 2 (Baixa relevância), 3 (Desejável), 4 (relevante) e 5 (Muito relevante). Os indicadores foram validados quando o somatório das notas 4 e 5 foram superiores a 75%, conforme determinado por Veiga et al., (2016). Os indicadores que não atingiram o nível de consenso proposto foram excluídos.

A primeira rodada consistiu no envio da carta convite, do termo de aceite, das instruções de preenchimento e do link do formulário elaborado na Plataforma *Google Forms*. A segunda rodada foi realizada com os especialistas que participaram efetivamente da primeira, sendo enviado o feedback da primeira rodada e o *link* com o novo formulário. Nessa etapa, os respondentes avaliaram os resultados de acordo com a média e mediana das respostas e as sugestões obtidas na primeira rodada, possibilitando a comparação com seu julgamento e a possibilidade de alterá-las (Figura 1). Ao fim de cada rodada, as informações qualitativas e quantitativas foram compiladas, sendo os dados utilizados para modificar e aperfeiçoar os indicadores, enquanto os dados quantitativos foram submetidos à estatística descritiva.

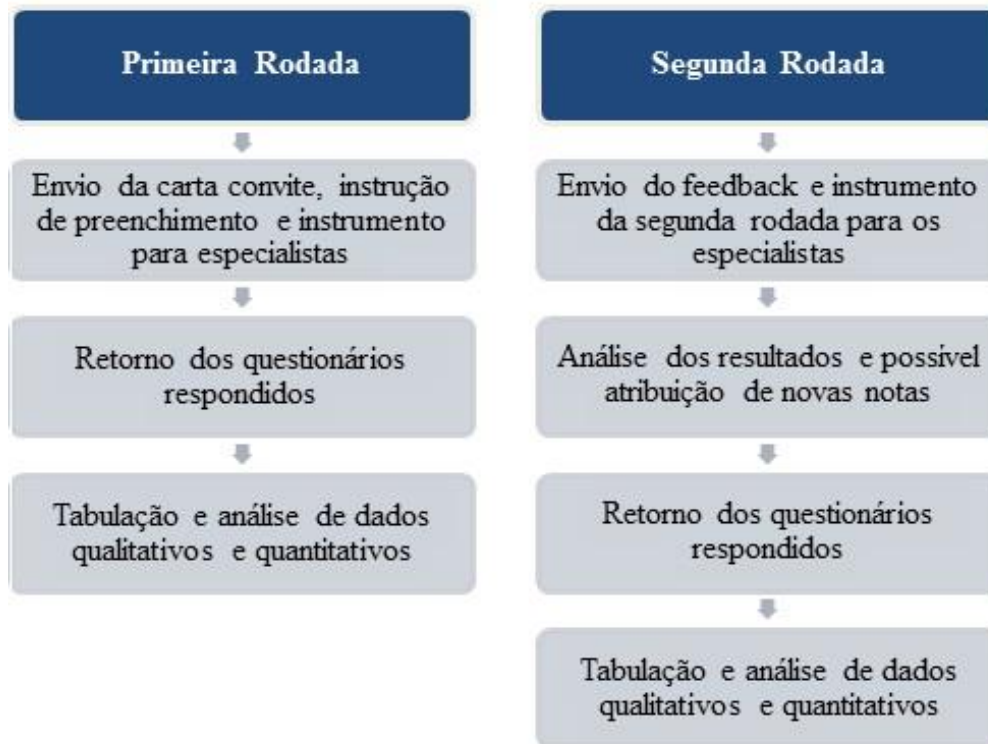


Figura 1 – Descrição Metodológica das Rodadas do Método Delphi

3. Resultados e Discussão

A construção dos indicadores foi motivada pela ausência de parâmetros capazes de medir os impactos da pandemia por COVID-19 sobre os programas de coleta seletiva. Os indicadores inicialmente propostos foram: Treinamentos e capacitações em períodos de pandemia (I 01), Remuneração dos catadores (I 02), Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias (I 03) e Percentual de catadores afastados por Covid-19 (I 04).

3.1 Rodadas Delphi

Cinquenta e cinco (55) especialistas em resíduos sólidos foram convidados para contribuir com a pesquisa, destes 35 (63,6 %) aceitaram participar da pesquisa, acatando o termo de aceite e colaborando com a primeira rodada. Estes profissionais são formados em diversas áreas, especialmente em Engenharia Civil e Engenharia Ambiental.

Quatro (4) indicadores seguiram para análise da relevância e concordância das gradações dos indicadores. Os resultados estatísticos correspondentes a primeira e segunda rodada do Método Delphi encontram-se na Tabela 1, onde foi possível observar que todos os indicadores, nas duas rodadas, atingiram o consenso superior ao desejável (NC \geq 75%).

Tabela 1 – Resultado das rodadas do Método Delphi

INDICADOR	1ª Rodada		2ª Rodada	
	Σ 4 e 5 %	Situação	Σ 4 e 5 %	Situação
I 01 - Treinamentos e capacitações em períodos de pandemia	97,1	AR	96,1	SA
I 02 – Remuneração dos catadores	97,1	SA	100	SA
I 03 - Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	94,3	SA	95,9	SA
I 04 - Percentual de catadores afastados por Covid-19	94,3	AR	96,1	SA
Indicador incluído na segunda rodada				
I 05 - Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias	-	-	100	SA

SA – Sem Alterações; AR – Aceito com Ressalvas.

A primeira rodada resultou em 12 observações, incluindo sugestões de alterações nas gradações e inserção de um novo indicador (Tabela 2). Dentre as observações, os especialistas enfatizaram a relevância do indicador I 03, entretanto, afirmaram que a sua efetividade depende da interação com as Prefeituras Municipais para a execução das políticas de educação e divulgação.

Tabela 2 – Sugestões de alterações propostas na primeira rodada

Alteração	1ª Rodada	Modificação para a 2ª Rodada
Gradação do Indicador I 04	MF - < 20% F - 20 a 40% D - > 40%	MF - < 10% F - 10 a 20% D - > 20%
Inclusão de Indicador	-	Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias

MF – Muito Favorável; F – Favorável; D – Desfavorável

A inclusão do indicador I 05 é indispensável para medir o nível de readequação da infraestrutura em situações que denotam atenção. Fidelis et al., (2020), constataram que as condições precárias de trabalho impactam diretamente a saúde e a segurança do catador, e de acordo com Sharma et al., (2020) em países em desenvolvimento, os catadores nem sempre estão protegidos com equipamentos de proteção, o que reforça a vulnerabilidade desta classe aos riscos de infecção, bem como a necessidade de infraestrutura adequada para o trabalho dos recicladores.

Na segunda rodada, os formulários foram enviados para os 35 respondentes da primeira rodada, onde 26 (74,3%) retornaram o documento preenchido. Nesta rodada, todos os indicadores foram acatados com mais de 95% de concordância, no entanto, houve ressalvas em relação a gradação do indicador incluído (Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias), passando de (MF > 80%, F – 50 a 80% e D < 50%) para (MF > 90%, F - 50 a 90% e D < 50%).

Após a validação dos indicadores, foi possível definir cinco indicadores a serem utilizados na análise das iniciativas dos Programas de Coleta Seletiva durante a pandemia (Tabela 3).

Tabela 3 – Indicadores definidos após as etapas de validação

Indicador	Forma de mensuração	Gradações
I 01 - Treinamentos e capacitações em períodos de desastres/epidemias/pandemias	Existência de capacitações reforçando a importância da higienização contínua, uso de EPI's, manuseio dos resíduos.	MF - Capacitação contínua de catadores nas cooperativas
		F - Capacitação esporádica
		D - Não existência de ações de capacitação
I 02 - Auxílio dos catadores	Existência de auxílio temporário durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	MF - Auxílio financiado pela prefeitura, órgão público ou empresa privada + Auxílio Emergencial do Governo Federal
		F - Apenas auxílio emergencial ofertado pelo Governo Federal
		D - Não recebimento de qualquer auxílio social
I 03 - Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	Existência dos programas (via televisão, rádio, outdoor, redes sociais) e frequência das campanhas de divulgação.	MF - Existem, com frequência igual ou superior a 3 dias por semana
		F - Existem, com frequência igual ou inferior a 2 dias por semana
		D - Não existe campanhas
I 04 – Percentual de catadores afastados por Covid-19	Nº de catadores afastados por Covid-19 * 100 / Nº total de catadores associados	MF - < 10%
		F - 10 a 20%
		D - > 20%
I 05 - Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias ¹	Nº de situação atendidas * 100 / Nº de situações desejáveis	MF - > 90%
		F - 50 a 90%
		D - < 50%

MF – Muito Favorável; F – Favorável; D - Desfavorável

¹ Situações desejáveis relacionadas ao ajuste do local de trabalho em situações de desastres/epidemias/pandemias: Fornecimento constante de máscaras, distribuição de luvas, disponibilidade de álcool gel em pontos estratégicos, instalação de pias por todo galpão, suprimento de produtos para desinfecção e higienização do local, escadas alternadas de turnos de trabalho, distância mínima de 1,5 entre catadores nas associações, fiscalizações.

3.2 Aplicação dos Indicadores

Os indicadores apresentados na seção 3.1 foram aplicados e avaliados quanto às ações desenvolvidas pelos gestores municipais e parceiros durante a pandemia por COVID-19 no programa de coleta seletiva de João Pessoa-PB, conforme Tabela 4. Os indicadores fornecem uma visão geral do sistema, o que, por sua vez, podem subsidiar a investigação de questões mais complexas e o processo de tomada de decisão e planejamento das ações.

Tabela 4 – Resultado da Aplicação dos Indicadores no Programa de Coleta Seletiva de João Pessoa/PB

Indicador	Resultado	Tendência a Sustentabilidade
I 01 - Treinamentos e capacitações em períodos de desastres/epidemias/pandemias	Ocorreram treinamentos	Muito Favorável
I 02 - Auxílio dos catadores	Auxílio financiado por parceiros + Auxílio Emergencial	Muito Favorável
I 03 - Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	Foram realizadas campanhas com frequência igual ou inferior a 2 dias por semana	Favorável
I 04 – Percentual de catadores afastados por Covid-19	Dados inexistentes	Desfavorável
I 05 - Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias ²	Não houve readequações	Desfavorável

Os resultados mostraram que os indicadores I 01, I 02 e I 03 apresentaram os melhores desempenhos na quantificação das ações desenvolvidas pelos gestores e parceiros. Nota-se que houve um esforço em proporcionar segurança para os catadores durante a pandemia, principalmente no quesito treinamentos e capacitações, por meio da conscientização dos atores sociais sobre a relevância das medidas preventivas. Em relação à readequação estrutural, não houve modificações e/ou melhorias dos núcleos de coleta seletiva, logo, é um ponto que merece destaque, pois a adequação do ambiente de trabalho em situações adversas são indispensáveis para o funcionamento do sistema de forma segura.

4. Conclusões

Os indicadores deste estudo propõem a análise das melhorias e ações realizadas nos programas de coleta seletiva em situações adversas, como é o caso da Pandemia por COVID-19. Estas ferramentas mostraram-se palpáveis para investigações desta natureza, sendo capazes de fornecer um panorama

² Situações desejáveis relacionadas ao ajuste do local de trabalho em situações de desastres/epidemias/pandemias: Fornecimento constante de máscaras, distribuição de luvas, disponibilidade de álcool gel em pontos estratégicos, instalação de pias por todo galpão, suprimento de produtos para desinfecção e higienização do local, escadas alternadas de turnos de trabalho, distância mínima de 1,5 entre catadores nas associações, fiscalizações.

preliminar para o direcionamento de gestores e tomadores de decisão no alinhamento de ideias e construção de estratégias de gestão de resíduos sólidos eficientes.

O Método Delphi utilizado no processo de validação mostrou-se eficaz, possibilitando a correção de falhas e aperfeiçoamento dos indicadores, por meio do consenso dos especialistas sobre o tema. Desta forma, os indicadores sugeridos promovem o monitoramento da conjuntura social dos catadores associados nos núcleos de coleta seletiva, além de avaliar a existência de ações educativas para os catadores e a população a respeito do manejo dos resíduos sólidos durante a pandemia.

Referencias

- ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2020. Recomendações para a gestão de resíduos em situação de pandemia por coronavírus (COVID-19). <http://abes-dn.org.br/?p=33224> (acesso 15/11/2022).
- Billings, H. A., Hall, E. R., Gas, B. L., McDonald, P., Becker, B. J., Michael, K., Moore, P. A., Nickol, D. R., 2020. Quality indicators of IPE resources: Creation of a checklist for design and evaluation using a modified Delphi process. *Journal of Interprofessional Education & Practice*. 21. <https://doi.org/10.1016/j.xjep.2020.100353>
- Fidelis, R., Marco-Ferreira, A., Antunes, L. C., Komatsu, A. K. 2020. Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and future prospects. *Resources, Conservation and Recycling*. 154. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104594>
- Hantoko, D., Li, X., Pariatamby, A., Yoshikawa, K., Horttanainen, M., Yan, M., 2021. Challenges and practices on waste management and disposal during COVID-19 pandemic. *Journal of Environmental Management*. 286. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112140>
- Kampf, G., Todt, D., Pfaender, S., Steinmann, E., 2020. Persistence of coronaviruses on inanimate surfaces and their inactivation with biocidal agents. *Journal of Hospital Infection*. 104, 246-251. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2020.01.022>
- Li, Y., Hong, H., Sun, C., Geng, Z., Zhang, C., 2022. Collection and transportation system construction of potentially viral municipal solid waste during the COVID-19 pandemic in China. *Science of the Total Environment*. 851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157964>
- Porto Filho, R., Melo, N. A., 2021. Coleta Seletiva em Uberlândia (MG): indicadores de sustentabilidade e diretrizes para aperfeiçoamento. *Revista Brasileira de Engenharia Civil*. 1, 02-16.
- Sharma, H. B., Vanapalli, K. R., Cheela, V. R. S., Ranjan, V. P., Jaglan, A. K., Dubey, B., Goel, S., Bhattacharya, J., 2020. Challenges, opportunities, and innovations for effective solid waste management during and post COVID-19 pandemic. *Resources, Conservation and Recycling*. 162. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105052>
- Silva, A. L. P., Prata, J. C., Duarte, A. C., Santos, T. R., 2021. An urgent call to think globally and act locally on landfill disposable plastics under and after covid-19 pandemic: Pollution prevention and technological (Bio) remediation solutions. *Chemical Engineering Journal*. 426. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131201>
- Tavares, C. M., Guedes, F. L., Almeida, A. J. G. De A., Jucá, J. F. T., 2021. Indicadores de sustentabilidade da limpeza urbana para o município de Sairé – PE, In: Menezes, N. S., El-Deir, S. G., Guedes, F. L., Almeida, I. M. S. (Eds), *Resíduos sólidos: Educação e meio ambiente*. EDUFRPE, Recife, pp. 606-620.
- Veiga, T. B., Coutinho, S. S., Andre, S. C. S., Mendes, A. A., Takayanagui, A. M. M., 2016. Building sustainability indicators in the health dimension for solid waste management. *Revista Latino-Americana de Enfermagem*. 24. <https://doi.org/10.1590/1518-8345.0635.2732>

DIGNIFICANDO EL RECICLAJE A TRAVÉS DE LA CONFIANZA.

Montanía, Claudia¹; Parra, Cristhian¹; Florentín, Claudia²; Kemper, Alejandra²; Ríos, Mónica¹; Setrini, Gustavo¹

¹Laboratorio de Aceleración, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Paraguay.

²Proyecto Asunción ciudad verde de las Américas – vías a la sustentabilidad, Programade las Naciones Unidas para el Desarrollo, Paraguay.

florentin.claudia@gmail.com

Resumen

Mi Barrio Sin Residuos (MBSR) es una iniciativa que busca incentivar el reciclaje en la ciudad de Asunción, facilitando el proceso de separación desde el hogar a través de un servicio de recolección diferenciada conectando directamente familias y recicladores. En su versión piloto, MBSR fue implementado en 5 barrios de Asunción, donde los hogares manifestaron su interés en acceder al servicio a través de un formulario digital difundido en redes sociales. Además, se promovió una alianza con la Asociación de Recicladores del Barrio San Francisco de Asunción, para que 5 recicladores de ésta se conviertan en los proveedores directos del servicio. En total, 220 hogares fueron inscriptos y 124 de ellos fueron incluidos en el piloto por pertenecer a los barrios seleccionados.

Se aplicaron métodos mixtos de investigación para evaluar el impacto en los hogares y en los recicladores que prestaron el servicio. Para los hogares, se realizó en un ensayo controlado que permitió comparar hogares participantes (intervención) y no participantes (control), en términos de conocimiento, gestión de residuos, interacción comunitaria, confianza hacia los recicladores, voluntad y hábito para reciclar, datos que fueron recogidos a través de una encuesta. Para los recicladores, se utilizaron métodos cualitativos de investigación que incluyeron entrevistas, talleres y herramientas de observación participante y no participante. Los resultados muestran que la interacción entre vecinos y recicladores promovida por la iniciativa de MBSR facilita la creación de vínculos que generan un mayor nivel de confianza y aumenta la participación de hogares en la separación de residuos.

Palabras clave: reciclaje; recicladores; gestión de residuos; confianza; separación en origen

1. Introducción

Mi Barrio Sin Residuos es una iniciativa público-privada que busca promover el reciclaje en Asunción, con la recolección diferenciada de materiales reciclables, conectando a los vecinos de cinco barrios de la capital del Paraguay, con la Asociación de Recicladores del Barrio San Francisco, un colectivo de recicladores urbanos con quienes previamente se mapearon rutas y experiencias del reciclaje en Asunción. La versión piloto se implementó de junio a diciembre del 2021.

Mediante un sencillo formulario electrónico, los vecinos se inscribieron para participar de este piloto, que consistió en que los hogares separen sus reciclables en origen, para luego entregarlos a un servicio de recolección diferenciado, coordinado por una empresa social¹, en colaboración con la Asociación de Recicladores del Barrio San Francisco. Los 5 recicladores proveedores del servicio, pasaron por los hogares una vez por semana, utilizando sus propios motocarros y materiales de trabajo. Cada reciclador fue asignado

¹ [Soluciones Ecológicas](#) fue la empresa social a cargo de la coordinación del piloto MBSR, y contó con el apoyo de la [Fundación Moisés Bertoni, que asumirá la coordinación en la continuación del servicio a partir del año 2022.](#)

a un barrio particular, por lo que cada hogar siempre recibió el servicio de parte del mismo reciclador. La empresa social asumió el rol de articulador de la comunicación entre los recicladores y los hogares, estableciendo horarios y días de recolección y compartiendo información sobre reciclaje por WhatsApp.

En total, 220 hogares manifestaron su interés en participar, de los cuales 96 fueron excluidos por no pertenecer geográficamente a los barrios incluidos en el piloto. Este se desarrolló de junio a diciembre del 2021, donde los recicladores realizaron 22 visitas a los hogares. Los materiales recibidos fueron: plásticos, cartones, papeles, aluminios, metales y Tetrapak. Estos fueron clasificados por los miembros de la Asociación, en un sitio ubicado en el Barrio San Francisco, para luego ser vendidos a empresas recicladoras locales, es decir, todo lo recuperado fue transformado en nuevos materiales.

En esta evaluación de impacto, se consideró al reciclaje como un dilema de acción colectiva (Rompf, Kronberg & Schlosser 2017), donde la capacidad de los actores (personas e instituciones) de solucionar sus problemas depende de la confianza que existe entre ellos (Olson, 1965; Ostrom, 1998; Mansbridge, 2014). La hipótesis gira en torno a las relaciones de confianza tanto entre los miembros de una comunidad como entre dichos miembros y los recicladores, como un motor para aumentar la participación de los hogares en la separación en origen (Mannemar Sønderskov, 2009; Fairbrother, 2016). Se buscó evaluar si MBSR facilitó la creación de vínculos que generan interacciones dentro de la comunidad y con los recicladores. Por lo tanto, se espera que estos vínculos generen un mayor nivel de confianza y que aumente la participación de hogares y comercios en la separación de residuos.

La iniciativa MBSR ha continuado sus operaciones durante el 2022 y 2023, implementando mejoras resultantes de la evaluación de impacto realizada en su primera edición.

2. Metodología

2.1 Evaluación de impacto en los hogares

Para evaluar el impacto del piloto en los hogares, se diseñó y aplicó una encuesta de evaluación en formato digital. La encuesta fue estructurada en dos principales secciones: (1) una sección de caracterización y (2) una sección de evaluación.

Tabla 1. Cantidad de hogares inscriptos para el piloto de MBSR

Barrios	Cantidad de inscriptos
Las Mercedes	38
Las Lomas	17
Barrio Herrera	35
Los Laureles	24
Loma Pyta	10
<i>Hogares invitados a participar</i>	<i>124</i>
Otros barrios de Asunción	74
Fuera de Asunción	22
<i>Total de hogares interesados</i>	<i>220</i>

Para realizar la aleatorización, se realizó una encuesta de caracterización socioeconómica a los 220 hogares que se inscribieron para participar del piloto. Es importante mencionar que, aunque MBSR estuvo operativo en 5 barrios, también se recibieron respuestas de hogares provenientes de otros barrios (ver Tabla 1). En total, se obtuvieron 122 respuestas válidas: 43 de otros barrios y 79 de los barrios intervenidos. El objetivo de esta encuesta de caracterización fue relevar datos socioeconómicos y de niveles de confianza general y en la comunidad que permitieran caracterizar a los hogares encuestados, a fin de garantizar el balance luego de la aleatorización.

Como se muestra en la Figura 1, se seleccionaron, a través del sorteo aleatorio simple, una muestra de 50 hogares del total de 79 hogares válidos que pertenecen a los barrios intervenidos para que formen parte del “grupo de tratamiento”. Por otro lado, los 43 hogares pertenecientes a otros barrios fueron asignados al “grupo de control”, dado que los mismos cumplen con el requisito de autoselección.

Luego del sorteo de los 50 hogares del grupo de tratamiento y de los 43 del grupo de control, se analizaron las variables y se corroboró que las diferencias encontradas entre los grupos (en términos de las variables socioeconómicas medidas) no son significativas, indicando que los grupos son comparables entre sí.

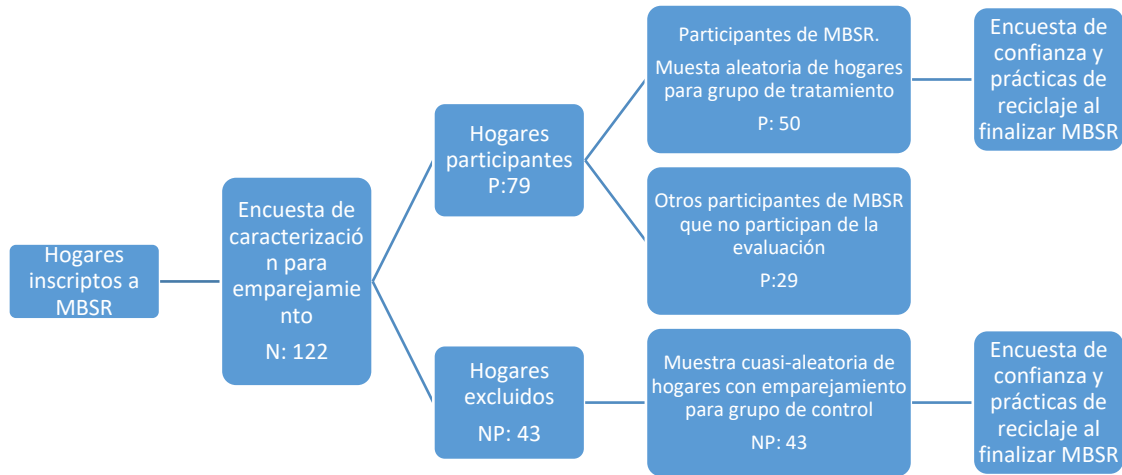


Figura 1. Estrategia de muestreo para la evaluación de impacto de MBSR.

Para medir el impacto de la intervención, se diseñó y aplicó una encuesta² constituida por varias secciones que agrupan preguntas que recogen información sobre conocimiento, gestión medioambiental, hábito y voluntad para reciclar, confianza, entre otros aspectos.

A partir de estas preguntas, se construyeron índices³ que reflejan el comportamiento reciclador de los individuos, con el objetivo de evaluar si se encuentran diferencias estadísticamente significativas en el promedio de los índices calculados para cada grupo (control y tratamiento).

Los índices se calcularon a través de la asignación de puntajes a las respuestas de los individuos que completaron la encuesta. Definimos dos tipos de índices:

- *Índice simple*: se estableció una escala de valores para cada respuesta a una pregunta determinada asociada con una variable de estudio.
- *Índices compuestos*: se construyeron agrupando dos o más preguntas de la encuesta. Para estos casos, se realizó la suma de los puntajes obtenidos en cada pregunta. Para determinar si las preguntas consideradas miden el mismo concepto o constructo, se calculó el Alpha de Cronbach (Cronbach, 1951; George & Mallery, 1994). Todos los índices que arrojaron un Alpha de Cronbach mayor a 0,7 fueron utilizados como índices compuestos, ya que de acuerdo con Nunnally & Berstein (1994), un valor que ronde los 0,7 es adecuado y el mínimo aceptado para construir índices compuestos en un análisis exploratorio estándar.

² La encuesta completa aplicada para esta evaluación de impacto puede ser encontrada en el Material Suplementario N°1 del informe [Dignificando el reciclaje a través de la confianza mutua](#).

³ La metodología para la construcción de índices puede ser encontrada en el Material Suplementario N°3 del informe [Dignificando el reciclaje a través de la confianza mutua](#).

Por último, las preguntas abiertas de la encuesta fueron codificadas con el objetivo de que sus resultados puedan ser contabilizados.

2.2 Evaluación de la experiencia de los recicladores

Para evaluar la experiencia de los recicladores participantes de MBSR, se utilizaron las siguientes metodologías:

- Entrevistas a profundidad: realizadas a 4 recicladores y un trabajador social que los acompañó.
- Observación participante: realizadas por 4 recicladores, a través de una sonda cultural, implementada por medio de mensajes de WhatsApp enviados al trabajador social que los acompañó, donde cada reciclador registró sus experiencias en MBSR en momentos específicos de la semana o de un día.
- Jornada de evaluación participativa: realizada con los recicladores que participaron del piloto y representantes de las instituciones y empresas que articularon esta iniciativa.

A partir de estas actividades, se generó un corpus de datos textuales que representan observaciones y percepciones sobre el piloto desde la perspectiva y experiencia de los recicladores participantes. Sobre estos datos, se realizó un proceso de análisis de contenido temático que siguió un enfoque simple, inspirado en metodologías de teoría fundamentada, que consistió en 5 pasos (Figura 2).

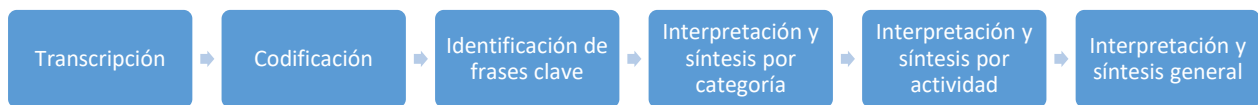


Figura 2. Proceso de Análisis Cualitativo de la experiencia MBSR desde la perspectiva de los recicladores de MBSR.

3. Resultados

En esta sección, se presenta una breve caracterización de los hogares participantes de la evaluación de impacto, mostrando las principales estadísticas descriptivas de los índices calculados, como también de otras variables que, aunque no fueron agrupadas como índices, son relevantes para el estudio. Como se mencionó anteriormente, la aleatorización realizada permite la comparación entre ambos grupos. Además, se complementa estos resultados con los obtenidos a partir de la evaluación de la experiencia de los recicladores.

3.1. Gestión sustentable de residuos

Los resultados obtenidos para este índice señalan que no existen diferencias significativas entre los participantes y no participantes en la forma en la que gestionaron sus residuos orgánicos y reciclables. Sin embargo, dado que el puntaje máximo que pueden obtener es 3, se puede decir que cada grupo tiene un promedio bajo de gestión sustentable de residuos en función a los promedios que muestran en la Figura 3. Por lo tanto, podemos concluir que el piloto de MBSR no ayudó a mejorar la forma en la que los hogares participantes manejan sus residuos.

El bajo puntaje obtenido por ambos grupos de hogares es un resultado inesperado que requiere mayor exploración, con el objetivo de entender los causantes de este problema. Una posible explicación del resultado está relacionada a que cerca del 15% de los hogares encuestados en ambos grupos reportó enterrar sus residuos orgánicos, una práctica que reduce mucho el valor de este índice.

Algunas observaciones recogidas desde la experiencia de los recicladores señalan el surgimiento de prácticas colaborativas en la comunidad, como el caso de un hogar del barrio Loma Pyta, que asumió la tarea de recibir las bolsas de residuos del barrio para entregarlas a la recicladora asignada. Esta observación

y la anterior pueden representar oportunidades concretas de intervención focalizada en del servicio a futuro, aprovechando mejor las dinámicas de colaboración vecinal y focalizando la llegada personalizada del servicio a los hogares que reportan menos prácticas sustentables.

Definición	Valor teórico
El índice de gestión sustentable de residuos orgánicos determina la sustentabilidad con la cual los hogares gestionan sus residuos orgánicos. Los individuos con mayores puntajes reflejan una gestión más sustentable de los residuos orgánicos de su hogar.	[0, ... 3]
El índice de gestión sustentable de residuos reciclables determina la sustentabilidad con la cual los hogares gestionan sus residuos reciclables. Los individuos con mayores puntajes reflejan una gestión más sustentable de los residuos reciclables de su hogar.	[0, ... 6]

Índice de gestión sustentable

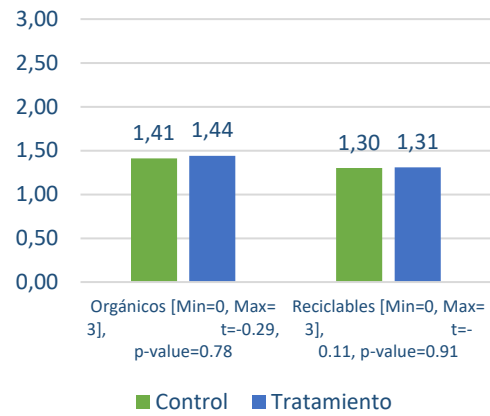


Figura 3. Definición, valor teórico y resultados de los índices y gestión sustentable de residuos (promedios)

3.2. Conocimiento

En la Figura 4, se observa diferencias significativas en el promedio del conocimiento general sobre residuos reciclables, a favor del grupo de control. Aunque este resultado es inesperado, puede deberse al hecho de que ambos grupos muestran un nivel promedio alto de conocimiento, dejando poco margen de mejora atribuible a la intervención. En el caso del conocimiento sobre residuos reciclables en Asunción, no se encontraron diferencias significativas. Por lo tanto, podemos concluir que el piloto de MBSR no fue suficiente para mejorar el conocimiento existente sobre qué es reciclable y qué no en Asunción.

Definición	Valor teórico
El índice de conocimiento general mide el nivel de conocimiento sobre reciclaje que tienen los individuos. Se enfoca en la diferenciación entre materiales reciclables y no reciclables a nivel general. A mayor puntaje, mayor conocimiento del individuo.	[0, ... 8]
El índice de conocimiento en Asunción mide el nivel de conocimiento sobre reciclaje que tienen los individuos. Se enfoca en la diferenciación entre materiales reciclables y no reciclables en la ciudad de Asunción. A mayor puntaje, mayor conocimiento del individuo.	[0, ... 6]

Índice de conocimiento

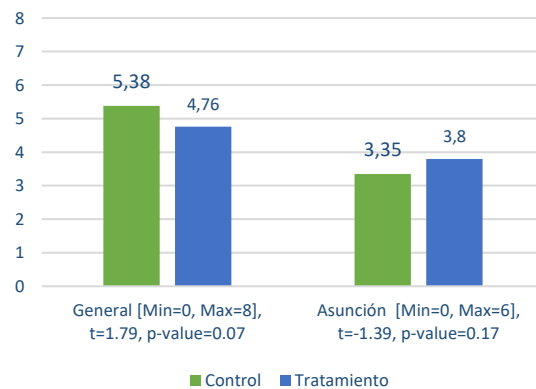


Figura 4. Índice de conocimiento

La experiencia de los recicladores apunta a que este alto nivel de conocimiento no se traduce en la práctica, ya que a menudo, los participantes entregaban residuos no reciclables entre los que sí se pueden reciclar. Sin embargo, aunque los hogares pudieran tener un buen conocimiento, lo reciclable está condicionado por la industria recicladora local y por las decisiones que toman los recicladores sobre qué materiales recogen.

3.3. Interacción comunitaria y con recicladores

La Figura 5 indica que la pequeña diferencia en el índice de interacción comunitaria entre ambos grupos no es significativa, poniendo de manifiesto que el piloto no tuvo efecto en la interacción comunitaria de los participantes. Los participantes del piloto mostraron un mayor puntaje de interacción con el reciclador que los del grupo de control y la diferencia entre ambos grupos es significativa. Luego de la intervención, los participantes tuvieron más interacciones de importancia con recicladores que los no participantes.

Desde la perspectiva de los recicladores, se observó que los vínculos entre recicladores y hogares que facilitó MBSR mejoró la actitud y el trato recibido por los recicladores. Esto permitió que los recicladores sientan satisfacción, refuercen la visión de su oficio como un trabajo digno y perciban un incremento de la concienciación de la comunidad sobre la importancia del reciclaje y del oficio.

Definición	Valor teórico
El índice de interacción comunitaria evalúa la intensidad de la interacción de los individuos con los miembros de su comunidad. Un puntaje alto para este índice, indica un nivel alto de interacción con los vecinos.	[0, ... 5]
El índice de interacción con el reciclador mide la intensidad de la interacción entre los hogares y los recicladores que forman parte del piloto MBSR. A mayor puntaje, mayor nivel de relacionamiento entre el individuo y el reciclador.	[0, ... 6]

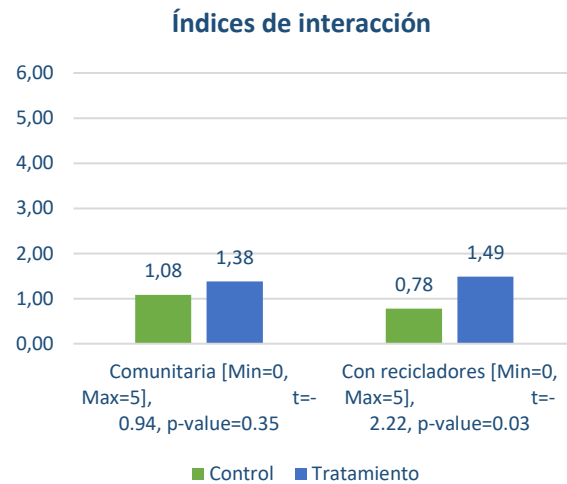


Figura 5. Definición, valor teórico y resultados del índice de interacción comunitaria y con recicladores (promedios)

3.4. Confianza de los hogares hacia los recicladores

Este índice es 38% más alto que el de no participantes, y esta diferencia es estadísticamente significativa. Los participantes mostraron un mayor puntaje de interacción con recicladores (más profundas y variadas). Desde la experiencia de los recicladores se valida este resultado, ya que estos señalan a la dignificación de su trabajo como el principal impacto positivo del piloto. Esto se refleja en sus propias experiencias de mejor trato por parte de los hogares, y en sentimientos de un mayor orgullo por parte de sus propias familias.

Definición	Valor teórico
El índice de confianza determina el nivel de confianza de los individuos hacia los recicladores de base. Un puntaje alto indica una mayor confianza y apertura a interactuar con los recicladores.	[0, ... 10]

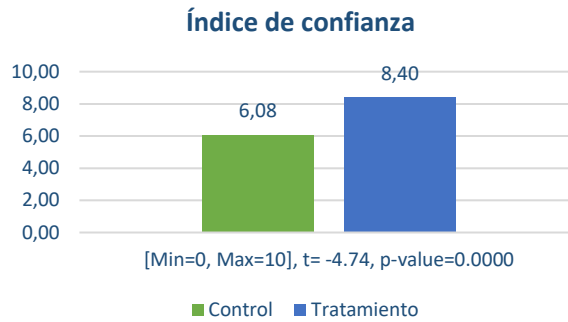


Figura 6. Definición, valor teórico y resultados del índice de confianza (promedios)

4. Conclusiones

A continuación, presentamos un breve resumen de las principales conclusiones e implicancias de la evaluación de impacto realizada.

4.1. Impactos en los niveles de confianza

Los resultados validan la hipótesis central de la intervención, que identifica a la mejora de la confianza como el efecto directo de establecer vínculos a través de MBSR. Los participantes de MBSR confían más en los recicladores que los que no participaron, y los recicladores identificaron una mejora importante en la dignificación de su trabajo. Este resultado implica que existen oportunidades para aprovechar la confianza que genera el servicio para crear canales de interacción y coordinación directa entre hogares y recicladores, e incluso, entre hogares y otros actores de la comunidad que puedan participar en diferentes procesos o dinámicas de gestión participativa de residuos en la comunidad.

4.2. Impactos en el conocimiento sobre el reciclaje

El piloto MBSR, por sí solo, no fue suficiente para mejorar el conocimiento existente sobre qué es reciclable y qué no en general y en Asunción. El nivel alto de conocimiento de la población considerada en esta evaluación de impacto podría explicar este resultado, ya que el margen de mejora de dicho conocimiento era muy pequeño. Los niveles altos de conocimiento no son suficientes para garantizar altos niveles de calidad en la separación de los residuos reciclables, lo que implica que el servicio debe considerar estrategias adicionales para fortalecer la separación de calidad en los hogares, y facilitar el procesamiento posterior al retiro de los residuos de forma a mitigar los problemas de separación inadecuada.

4.3. Impactos en la gestión sustentable de residuos

El bajo puntaje obtenido por ambos grupos de hogares en lo que se refiere a prácticas de gestión sustentable de residuos es un resultado inesperado que requiere mayor exploración para entender el problema. Todos los hogares, participantes y no participantes, se encuentran en zonas de alta cobertura del servicio de recolección municipal de residuos, por lo que la prevalencia de la práctica de enterrar residuos puede señalar que hay conceptos diferentes sobre lo que incluye o no esta práctica para los hogares de esta población.

4.4. Impactos positivos sobre la experiencia diaria de trabajo de los recicladores y las recicladoras

Los impactos positivos observados en la experiencia y reportados por los recicladores, fortalecen la validación de la hipótesis sobre la mejora de la confianza. Particularmente, desde la mirada de los recicladores participantes, se puede concluir que un efecto adicional de mejorar la confianza es la

dignificación del trabajo asociado al reciclaje, ya sea desde su propia percepción o desde la mejora en los procesos de separación de residuos en origen.

4.5. Aspectos a mejorar en la experiencia diaria de trabajo de los recicladores y las recicladoras

El desafío más importante para el futuro de este tipo de iniciativas es encontrar mecanismos para incrementar la rentabilidad del servicio para los recicladores. La situación de precariedad y vulnerabilidad continua de los motocarros, el alto costo de oportunidad que perciben los recicladores, y los pedidos de mayor flexibilidad, son indicadores de que el desafío de la rentabilidad todavía no se ha podido resolver durante este piloto.

Para responder a este desafío, se necesita diseñar y desarrollar políticas públicas integrales de gestión de residuos y programas de fortalecimiento de capacidades orientados a la reducción de la vulnerabilidad de los grupos de recicladores/as, y la mitigación o superación de las barreras de productividad que enfrentan.

Adicionalmente, la necesidad de mayor calidad en la separación es un llamado a explorar los mecanismos que se utilizan dentro de hogares y negocios para separar los residuos, de modo a identificar barreras a la separación y mejora de la gestión de residuos directamente en los lugares donde se generan.

Agradecimientos

El desarrollo de esta evaluación de impacto no hubiera sido posible sin la constante colaboración de las instituciones, organizaciones y empresas que se aliaron para llevar a cabo el primer piloto de Mi Barrio sin Residuos. Extendemos el agradecimiento a todos los colaboradores por su gran labor: Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES), Municipalidad de Asunción (MCA), Asociación de Recicladores del Barrio San Francisco, Coca-Cola Paraguay, Soluciones Ecológicas, Fundación Moisés Bertoni, BID Lab, ANEMP S.R.L. (Nauta). Los fondos para realizar este estudio provienen del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (fmam), a través del proyecto "Asunción Ciudad Verde de las Américas – Vías a la Sustentabilidad", y el PNUD en Paraguay.

Referencias

- Cronbach, L. J. (1951). Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, 16(3), 297–334.
- George, D., & Mallery, P. (2019). IBM SPSS Statistics 26 Step by Step : A Simple Guide and Reference. In *IBM SPSS Statistics 26 Step by Step*. <https://doi.org/10.4324/9780429056765>
- Fairbrother, M. (2016). Trust and public support for environmental protection in diverse national contexts. *Sociological Science*, 3, 359-382.
- Mannemar Sønderskov, K. (2009). Different goods, different effects: Exploring the effects of generalized social trust in large-N collective action. *Public Choice*, 140, 145-160.
- Mansbridge, J. (2014). The role of the state in governing the commons. *Environmental Science & Policy*, 36, 8-10.
- Nunnally, J. C., & Bernstein, I. H. (1994). *Psychometric theory (3rd ed.)*. NY: McGraw- Hill.
- Olson, M. (2012). The logic of collective action [1965]. *Contemporary Sociological Theory*, 124.
- Ostrom, E. (1998). A behavioral approach to the rational choice theory of collective action: Presidential address, American Political Science Association, 1997. *American political science review*, 92(1), 1-22.
- Rompf, S., Kroneberg, C., & Schlösser, T. (2017). Institutional trust and the provision of public goods: When do individual costs matter? The case of recycling. *Rationality and Society*, 29(2), 160-178.

MODELIZACIÓN DE UNA RED MUNICIPAL DE PUNTOS LIMPIOS. EL CASO DE ESTUDIO DE LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA).

Badenes Catalán, Cristóbal¹; Gallardo Izquierdo, Antonio²; Apolinar Roig, Vicente³; Moreno Solaz, Héctor^{1*}; Cloquell Ballester, Víctor⁴; Colás Ramos, Vicente³

¹Ayuntamiento de Castelló de la Plana, Castellón, España

² Universitat Jaime I, Castellón, España

³UTE Saneamiento Urbano Castellón, Castellón, España

⁴ Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España

*hecmor@castello.es

Resumen

Los puntos limpios permiten recoger residuos que, por diferentes motivos, no pueden ser depositados en los contenedores de vía pública de las ciudades. Sin embargo, su ejecución es compleja, ya que depende en gran medida de la disponibilidad de suelo dotacional y de una elevada inversión. Por ello, muchos municipios complementan sus servicios de punto limpio mediante el uso de puntos limpios móviles. En el presente estudio, partiendo de una metodología desarrollada para la implantación y diseño de puntos limpios en un área urbana, y teniendo en cuenta las limitaciones del Ayuntamiento de Castelló de la Plana, se analizan los resultados en los últimos dos años tras el refuerzo del servicio municipal mediante el aumento en la dotación de puntos limpios móviles, un proceso menos costoso en términos administrativos, técnicos y económicos. Los resultados ponen de manifiesto una mejor gestión de los residuos, ya que las cantidades depositadas en los puntos limpios entre los años 2019 y 2022 se han visto incrementadas en un 11,46% en peso, frente al descenso del 1,7% en las cantidades de residuos municipales gestionados por el servicio de recogida en la vía pública.

Palabras clave: punto limpio; punto limpio móvil; residuos sólidos urbanos; recogida selectiva; metodología.

1. Introducción

A nivel mundial se generan anualmente más de 2010 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU), de los cuales aproximadamente el 33% no se gestiona de forma adecuada (Kaza et al., 2018). El crecimiento de la población a nivel global, así como los hábitos de consumo, hacen que la generación de residuos continúe en aumento (Sadeghian Sharif et al., 2018). Así, según los datos más recientes, se espera que la generación mundial de residuos alcance los 2590 millones de toneladas en 2030 y aproximadamente 3.400 millones de toneladas anuales en 2050 (Wang et al., 2020).

En la ciudad de Castelló de la Plana (Comunitat Valenciana, España), se generan anualmente 81.000 toneladas de RSU, de los cuales el 27,15% son recogidas de manera selectiva (Ayuntamiento de Castelló, 2022); siendo, por tanto, los residuos mezclados aún mayoritarios pese a los esfuerzos realizados en los últimos años. Según el principio de jerarquía de residuos, la prevención de residuos se sitúa en el primer nivel, seguido de la preparación para la reutilización y el reciclaje (Cole et al., 2019; Pires y Martinho, 2021). En este sentido, las actualizaciones legislativas que se han producido a lo largo del año 2022 en materia de

residuos, como la Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular, y la Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunitat Valenciana, otorgan una creciente importancia a los puntos limpios con respecto a la regulación previa, en la medida en que, además de consolidar su figura como instalación de referencia para la recogida separada y almacenamiento temporal de residuos, se introduce y fomenta su uso como centro no sólo para el ulterior reciclado de los residuos depositados en los mismos, sino como punto de referencia para la preparación para la reutilización de los materiales y objetos entregados, indicando además que es obligación de las entidades locales disponer de este servicio, ya sea mediante puntos limpios fijos o móviles.

El punto limpio es una instalación cerrada y controlada, diseñada para recibir aquellos residuos domésticos y de comercios para los que no existe un contenedor específico. Necesita una superficie importante, por lo que suele estar ubicado en la periferia de la ciudad. Esta lejanía dificulta el uso por parte de los ciudadanos, por lo que, para solucionar este problema, se utiliza el punto limpio móvil, que consiste en un camión dotado de diferentes contenedores que se ubica en diferentes puntos de la ciudad en días y horas determinadas, y recibe los residuos que establece el Ayuntamiento según sus necesidades.

Badenes (2021) desarrolla una metodología para el diseño e implantación de puntos limpios, teniendo en cuenta aspectos como la presencia de puntos de vertido incontrolado (microvertederos), infraestructuras de transporte y población objeto del servicio, definiendo las características de diseño y funcionamiento de dicho servicio. Como consecuencia de la aplicación de dicha metodología a la ciudad de Castelló de la Plana, se evidencia la necesidad de dotar a la ciudad de un nuevo punto limpio fijo.

Debido tanto al marco regulador previo a la Ley 5/2022, de la Generalitat, en primera instancia, como a motivos presupuestarios y de procedimiento administrativo, la construcción de un nuevo punto limpio en la ciudad no ha sido viable hasta la fecha. No obstante, sí ha sido posible ampliar la capacidad del servicio mediante la incorporación de puntos limpios móviles, que permiten tanto ofrecer el servicio a los vecinos que residen en puntos fuera de la considerada como área de influencia del punto limpio fijo, como facilitar la correcta gestión de fracciones de residuos a ciudadanos residentes en dicha área de influencia, evitándoles su desplazamiento hasta la instalación. En el presente estudio se analizan los resultados de la experiencia llevada a cabo y su relevancia sobre la separación de residuos global municipal.

2. Metodología

De acuerdo con la metodología establecida por Badenes (2021), el punto limpio fijo que actualmente dispone Castelló posee un área de influencia que incluye la totalidad del núcleo urbano principal de la ciudad, que contaba en 2021 con 147.001 habitantes, quedando fuera de dicha área de influencia 27.263 habitantes, por lo que se proponía la dotación de un nuevo punto limpio fijo para un área de influencia de 20.931 habitantes, y el establecimiento de un servicio de punto limpio móvil para los 6.332 habitantes restantes. La metodología diseñada se desarrolla a lo largo de 3 fases, correspondiendo la primera de ellas a la definición de su localización.

Como medida transitoria hasta la consecución del objetivo de dotar a la ciudad con un nuevo punto limpio fijo, el Ayuntamiento de Castelló ha ampliado la cantidad de puntos limpios móviles de 1 a 3 unidades. Para la definición de las localizaciones de estos nuevos servicios se han considerado, en primer lugar, los núcleos urbanos ajenos al área de influencia del punto limpio fijo, así como su demografía; en segundo lugar, se han incorporado localizaciones del núcleo urbano principal que, aun perteneciendo al área de influencia del punto limpio fijo, se encuentran más alejadas de la instalación o presentan una demografía significativa, puesto que la población total del área es superior al límite de 50.000 habitantes previsto en la metodología; en tercer lugar, se ha incorporado la información relativa a los microvertederos existentes, estableciendo ubicaciones, tanto en suelo urbano como agrario, en las proximidades de estos puntos de vertido incontrolado.

En la Figura 1 se muestra la localización del punto limpio y su área de influencia, así como los puntos de instalación del servicio de punto limpio móvil desde el año 2010.



Figura 1. Localización de punto limpio fijo y área de influencia.

En la Figura 2 se muestran, además de las referencias de la Figura 1, la localización de los microvertederos detectados en el año 2014 (Badenes, 2021) y las ubicaciones seleccionadas para la instalación de los nuevos puntos limpios móviles (punto limpio móvil 2, incorporado al servicio en el año 2020 y punto limpio móvil 3, en 2022). Por ejemplo, el punto limpio móvil 2 tiene 6 ubicaciones (2.A, 2.B, 2.C, 2.D, 2.E y 2.F).

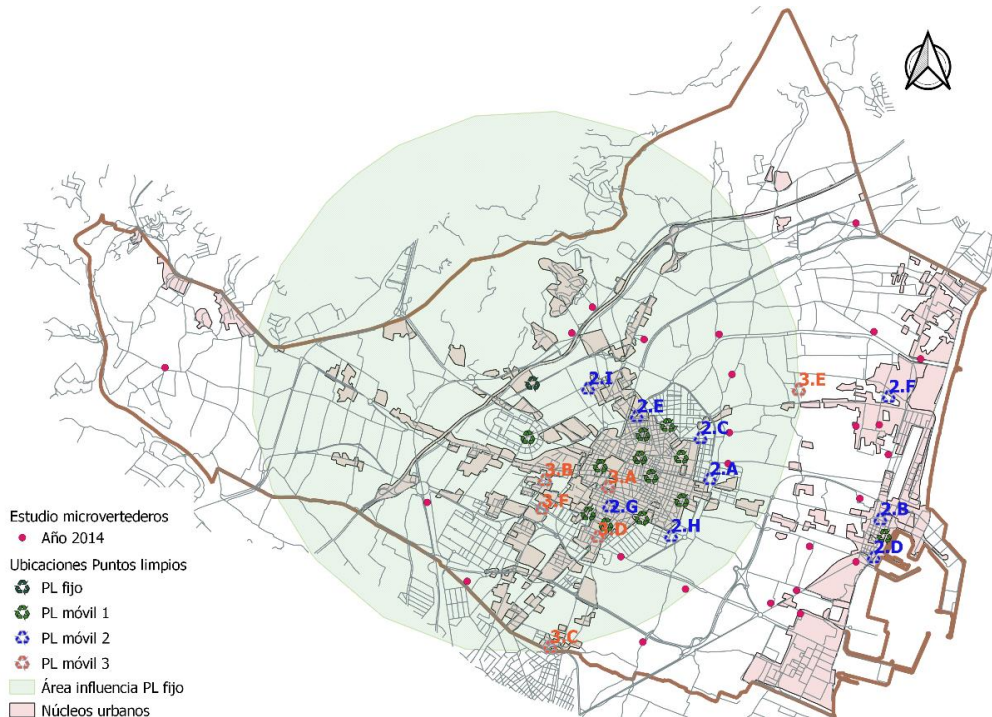


Figura 2. Puntos de instalación de puntos limpios móviles y localización de microvertederos.

3. Resultados

En primer lugar, se ha analizado el tipo de utilización que se hace del servicio, identificando aquellas fracciones que con mayor frecuencia se depositan en los puntos limpios móviles, y si los resultados son comparables a los del punto limpio fijo.

En segundo lugar, para evaluar el posible efecto que tiene la oferta de servicio mediante punto limpio móvil, se ha analizado el grado de uso de este servicio a lo largo de las ubicaciones en que se instala, teniendo en cuenta tanto el número de aportaciones realizadas como la cantidad de residuos, en peso, depositados. Además, se ha comparado la evolución de las cantidades de residuos recogidos separadamente a través de los puntos limpios con la experimentada por la recogida selectiva en contenedores.

En las Figuras Figura 3 y Figura 4 se muestran las aportaciones realizadas por los usuarios a los puntos limpios móviles incorporados al servicio los años 2020 y 2022, respectivamente. Se observa que, en ambos casos, las fracciones mayoritarias son las correspondientes a Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEEs) y metales, presentando también un porcentaje significativo las pilas, los residuos peligrosos, el aceite vegetal y las baterías de automóvil.

En el punto limpio fijo, sin embargo, las fracciones mayoritarias son las de gran volumen y/o peso, como los residuos de demolición y los residuos voluminosos (muebles y enseres), que representan un 70,8% en peso del total de depósitos realizados en la instalación. Si se exceptúan estos residuos, así como los RAEE de gran tamaño, los residuos vegetales y el plástico y cartón de gran tamaño (no asimilables a envases), que por sus características no pueden entregarse en los puntos limpios móviles, la composición de los residuos depositados en el punto limpio es la que se muestra en la Figura 5.

Se observa que, como en el caso de los puntos limpios móviles, la aportación principal al punto limpio fijo es la debida a los RAEE de pequeño tamaño (PAE); los residuos de metales tienen una presencia irregular, así como los residuos peligrosos y las baterías de automóvil presentan una evolución creciente.

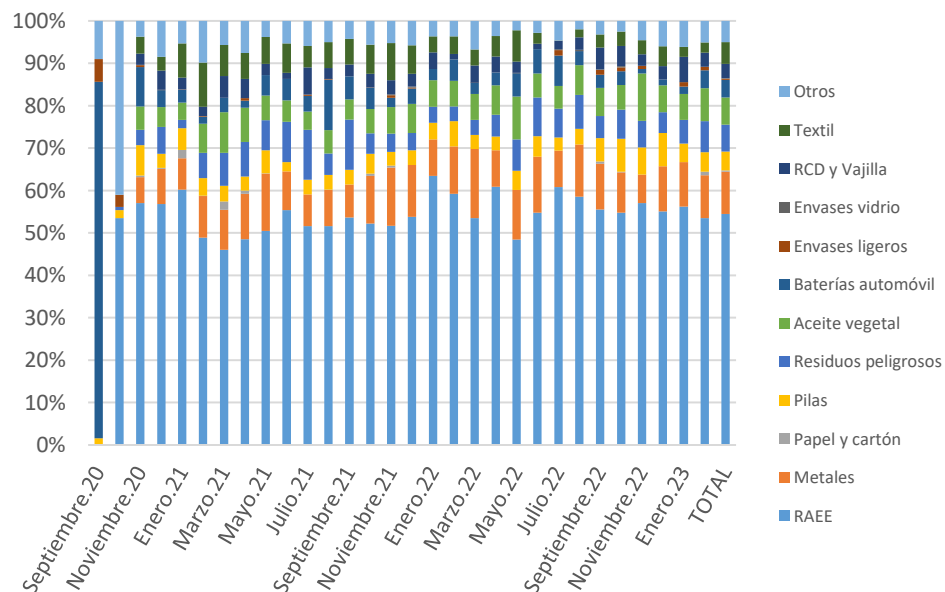


Figura 3. Aportaciones punto limpio móvil 2. 2020-2023.

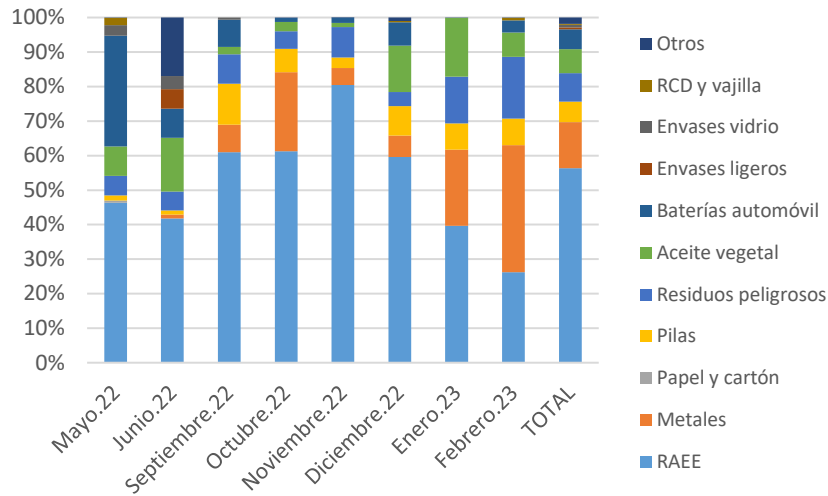


Figura 4. Aportaciones punto limpio móvil 3. 2022-2023.

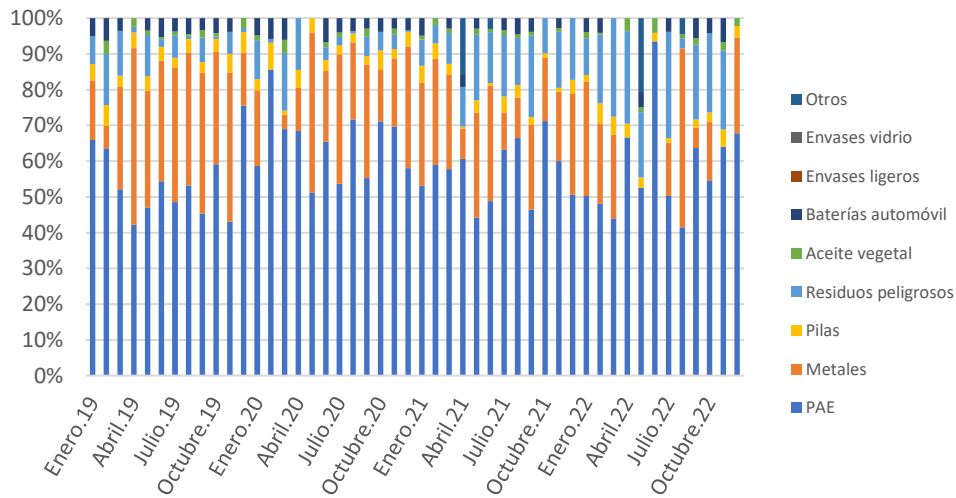


Figura 5. Aportaciones del punto limpio fijo de las fracciones comparables. 2019-2022.

Si se consideran únicamente las fracciones mayoritarias recuperadas a través de los puntos limpios, exceptuadas las de gran volumen (que únicamente pueden depositarse en la instalación fija), puede observarse en las Figuras 6-8 la importancia creciente de las aportaciones realizadas a través de los puntos limpios móviles, y ello aun teniendo en cuenta que gran parte de las ubicaciones en las que dan servicio se sitúan dentro del área de influencia del punto limpio fijo.

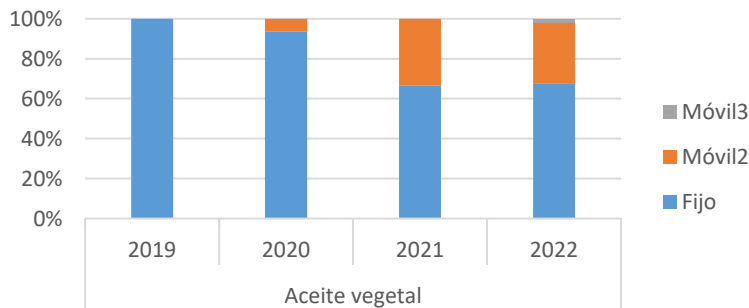


Figura 6. Aportaciones Aceite vegetal en puntos limpios de Castelló. 2019-2022.

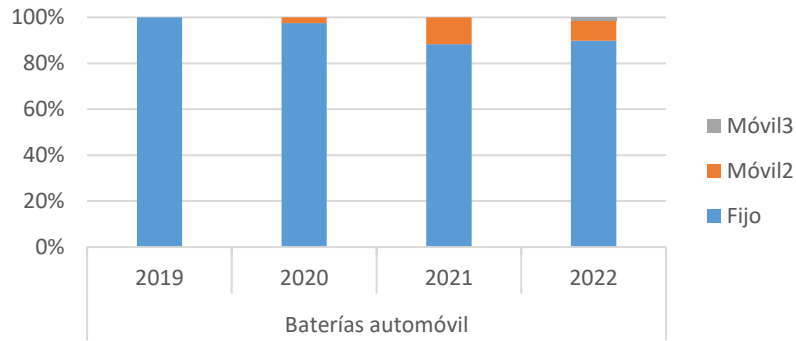


Figura 7. Aportaciones Baterías de automóvil en puntos limpios de Castellón. 2019-2022.

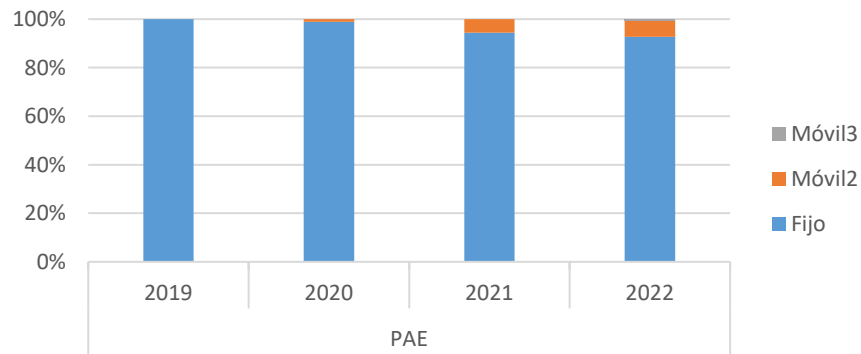


Figura 8. Aportaciones Pequeños RAEE en puntos limpios de Castellón. 2019-2022.

Por lo que respecta al uso del servicio en las diferentes localizaciones, en las Figuras Figura 9 y Figura 10 se muestran los porcentajes del número de aportaciones realizadas en cada uno de los puntos limpios móviles recién incorporados al servicio, en función de su ubicación (ver Figura 2).

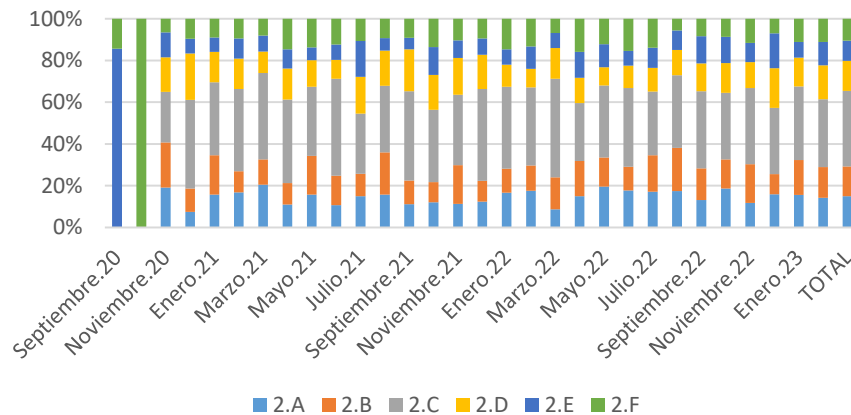


Figura 9. Puntos de servicio con más aportaciones. Punto limpio móvil 2.

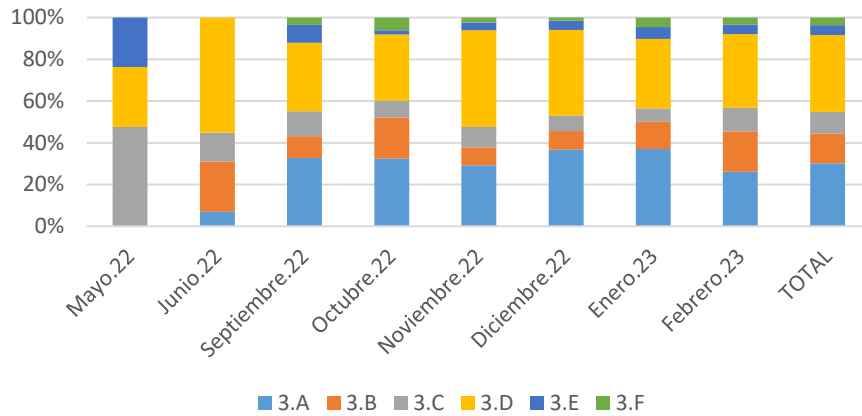


Figura 10. Puntos de servicio con más aportaciones. Punto limpio móvil 3.

Se observa que, en el caso del punto limpio móvil 2, el mayor número de aportaciones se ha realizado en la ubicación 2.C, seguido de las ubicaciones 2.A, 2.B y 2.E, mientras que en el punto limpio móvil 3, las localizaciones con mayor número de aportaciones son las número 3.D, 3.A, 3.B y 3.C de la Figura 2, pudiendo comprobarse que éstas se sitúan tanto en zonas urbanas no atendidas (ubicaciones 2.B y 2.D), como en zonas urbanas incluidas dentro del área de influencia del punto limpio fijo, pero situados en los límites de la zona urbana más alejada de la instalación y en las proximidades de microvertederos detectados en el año 2014 (ubicaciones 2.A, 2.C, 3.C y 3.D). Con resultados igualmente destacables, la ubicación 3.B se sitúa en una zona periurbana de Castelló de la Plana, junto a una vía de acceso a la parte oeste de la ciudad, en la que conviven viviendas de la zona de expansión del principal núcleo urbano con grupos o núcleos periféricos, mientras que la ubicación 3.A se sitúa en un área con alta densidad demográfica y en las proximidades de un centro sanitario de referencia.

Finalmente, para analizar el efecto del refuerzo del servicio de puntos limpios sobre separación de residuos municipal, se compara la recuperación de residuos, en kilos por habitante y año, en el periodo 2019 a 2022, a través del servicio de recogida en vía pública con la realizada a través de las infraestructuras fijas y móviles del servicio de puntos limpios. En la Figura 11 puede observarse que la producción anual por habitante ha sido muy similar (472,20 kg/habitante/año en 2019, frente a 470,48 kg/habitante/año en 2022); sin embargo, se ha producido un desplazamiento de la vía de aportación, descendiendo en la vía pública, de 425,31 a 418,22 kg/habitante/año, e incrementándose en los puntos limpios, de 46,89 a 52,26 kg/habitante/año.

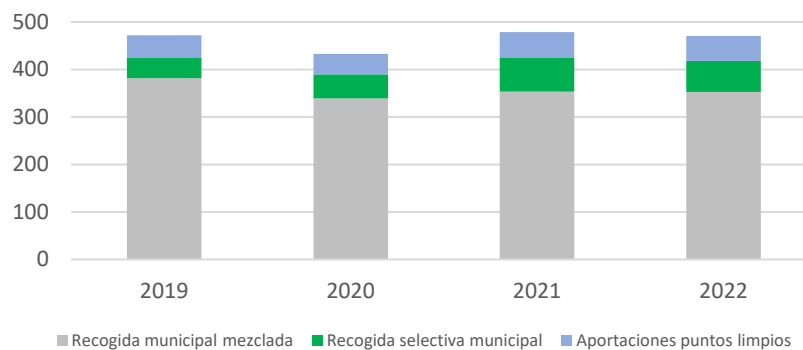


Figura 11. Recuperación separada de residuos en Castelló. 2019-2022.

4. Conclusiones

La prestación del servicio de punto limpio móvil presenta desventajas respecto a un punto limpio fijo, debido a sus limitaciones en cuanto a capacidad de recogida diaria; sin embargo, en el presente estudio se ha comprobado que la dotación de este servicio en zonas actualmente no atendidas de otro modo consigue mejorar la gestión municipal de residuos, principalmente RAEE de pequeño tamaño, metales, pilas, aceite vegetal y baterías de automóvil, observándose una evolución creciente de las aportaciones realizadas a través de esta infraestructura sobre el total de residuos similares recuperados en el municipio. Además, se ha comprobado que su localización en ubicaciones periféricas, próximas a puntos habituales de depósito incontrolado de residuos (microvertederos) contribuye asimismo a la recuperación correcta de residuos, con una frecuencia de uso del servicio superior a la registrada en otras ubicaciones. Por otro lado, se ha evidenciado que la disponibilidad de un punto limpio fijo en una zona no debe considerarse un factor excluyente para la incorporación de un punto limpio móvil, puesto que en puntos con alta densidad demográfica se ha observado que el uso del punto limpio móvil presenta también cierta relevancia.

Ambos aspectos han llevado a que, de 2019 a 2022, la gestión municipal de residuos en vía pública ha pasado de 425,31 kg/habitante/año a 418,22 kg/habitante/año, reduciéndose un 1,7%, mientras que a través de los puntos limpios se ha pasado de recuperar 46,89 kg/habitante/año a 52,26 kg/habitante/año (un 11,5% más). Es decir, que habiendo descendido la producción anual de residuos en 1,72 kg/habitante/año, se ha conseguido una mejor separación en origen únicamente teniendo en consideración la aportación de los puntos limpios.

Referencias

- Ajuntament de Castelló de la Plana. <http://www.castello.es>, visitado en enero 2023.
- Badenes Catalán, C. (2021). Modelización de puntos limpios y estudio de las variables que afectan a su diseño. <http://dx.doi.org/10.6035/14107.2021.9290>.
- Cole, C., Gnanapragasam, A., Cooper, T., Singh, J., 2019. An assessment of achievements of the WEEE Directive in promoting movement up the waste hierarchy: experiences in the UK. *Waste Manag.* 87, 417–427.
- Gallardo, A., García, A., Bovea, M.D. & Colomer, F.J. (2006). Metodología para la ubicación de ecoparques. Aplicación al término municipal de Castellón. XVII Congreso Internacional de Dirección e Ingeniería de Proyectos (pp. 1250 – 1261), Valencia
- Instituto Nacional de Estadística. <https://www.ine.es/> (acceso diciembre de 2022).
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Woerden F., 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050* (2018). <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.
- Martínez M.D. & Adsuares G, 1998. Vertederos ilegales en el término municipal de Castellón. Colección de trabajos de la asignatura de Residuos Sólidos, INGRES, Universitat Jaume I, Castellón de la Plana.
- Pires, A., Martinho, G., 2021. Waste Hierarchy Index for Circular Economy in Waste Management.
- Sadeghian Sharif, N., Pishvaei, M.S., Aliahmadi, A., Jabbarzadeh A., 2018. A bi-level programming approach to joint network design and pricing problem in the municipal solid waste management system: a case study *Resour. Conserv. Recycl.*, 131, pp. 17-40. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.008>.
- Wang, Z., Lv, J., Gu, F., Yang, J., Guo J, 2020. Environmental and economic performance of an integrated municipal solid waste treatment: a Chinese case study *Sci. Total Environ.*, 709, Article 136096. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136096>.

DISEÑO DE UN SERVICIO DE RECOGIDA SELECTIVA PUERTA A PUERTA EN BARRIOS PERIFÉRICOS DE LA CIUDAD DE CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA).

Badenes Catalán, Cristóbal¹; Moreno Solaz, Héctor^{1*}; Apolinar Roig, Vicente²; Colás Ramos, Vicente²; Gallardo Izquierdo, Antonio³; Cloquell Ballester, Víctor⁴; Artacho Ramírez, Miguel Ángel⁴

¹Ayuntamiento de Castelló, Castellón, España

²UTE Saneamiento Urbano Castellón, Castellón, España

³ Universitat Jaime I, Castellón, España

⁴ Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España

*hecmor@castello.es

Resumen

Entre los sistemas de recogida municipal, la recogida puerta a puerta permite realizar un control más particularizado de las aportaciones individuales, posibilitando dirigir las acciones informativas y correctoras de manera más eficaz, mediante un seguimiento de la frecuencia, cantidad y calidad de entrega de cada fracción. El Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valencia establece la obligación de implantar un sistema de recogida puerta a puerta a los municipios de más de 50.000 habitantes; esta implantación puede ser parcial, de forma que se posibilite el análisis de las experiencias desarrolladas y su comparación con los objetivos de minimización y separación de residuos y su posible extensión a áreas mayores. Por ello, la elección de las zonas en las que se implante este sistema es de vital importancia, ya que condicionará de manera global el sistema de recogida del municipio, así como sus recursos económicos. Esta elección debe tener en cuenta varios criterios, y es por lo que las técnicas de decisión multicriterio resultan adecuadas.

En este trabajo se presenta la evaluación de alternativas de zonas donde implantar el sistema de recogida puerta a puerta en la ciudad de Castelló de la Plana, teniendo en cuenta criterios sociales y medioambientales, utilizando el Best-Worst Method. Los resultados permitieron establecer un ranking de prioridades para la implantación de este servicio.

Por último, en el área seleccionada se ha diseñado una experiencia piloto de implantación de recogida puerta a puerta de residuos de papel y cartón, envases ligeros, biorresiduos y resto, teniendo en cuenta el número de viviendas existentes, población estimada, producción actual de residuos y objetivos deseados de separación de residuos en origen.

Palabras clave: recogida puerta a puerta; biorresiduo; impropios; experiencia piloto.

1. Introducción

La Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular, fija como objetivo para el año 2025 que un mínimo del 55% en peso de los residuos municipales se destinen a preparación para la reutilización o al reciclado, mediante la implantación de servicios de recogida separada de residuos de, al menos, las fracciones de: papel; metales; plástico; vidrio; biorresiduos; textiles; aceites de cocina; residuos domésticos peligrosos y voluminosos. La obligación de esta implantación cita como uno de los sistemas más eficientes el de recogida a puerta. En el ámbito autonómico, el Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valencia (PIRCV), en su actualización aprobada por el Decreto 55/2019, de 5 de abril,

establece la obligación de que los municipios con más de 50.000 habitantes censados dispongan de una recogida puerta a puerta o equivalente, con identificación de usuario, de al menos las fracciones de biorresiduos y envases ligeros. Sin embargo, la Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de la Generalitat Valenciana, modifica los criterios de esta exigencia, que pasa a ser obligatoria para todos aquellos municipios que presenten una recogida separada de las fracciones papel, metales, plástico, vidrio y biorresiduos inferior en un 90% a la media de separación en origen de los municipios de la Comunidad Valenciana de su misma tipología.

De acuerdo con los datos del año 2022, los residuos municipales en preparación para la reutilización y el reciclado, como consecuencia de la recogida separada a través de las distintas vías disponibles (contenedores en vía pública, recogidas puerta a puerta y depósito en punto limpio) representan el 27,15% en peso del total, (Figura 1), que suponen aproximadamente el 50% del objetivo marcado para el 2025.



Figura 1. Porcentaje de separación en origen en Castelló en el año 2022 (total residuos municipales)

Independientemente de la situación de la ciudad de Castelló con respecto al conjunto de municipios de la Comunidad Valenciana de más 50.000 habitantes, los resultados actuales impelen a considerar la implantación en la ciudad de sistemas de recogida como el puerta a puerta, en los que las experiencias desarrolladas cuantifican la separación en origen entre el 60% y el 80% (Sistemas de recogida, 2022).

La elección del área de implantación de este servicio puede realizarse atendiendo a diferentes aspectos:

- Aceptación social del cambio: por un lado, la recogida puerta a puerta puede ser aceptada más fácilmente en entornos con tipología de servicio similar, o en los que los usuarios deben recorrer largas distancias hasta los contenedores actuales, al verse liberados de ese inconveniente.
- Perspectivas de mejora en las ratios de separación en origen: considerada la mejora de resultados como un proceso continuo, la evolución será más tangible en la medida en que la prioridad de actuación se centre sucesivamente en los puntos críticos existentes, siendo éstos los que, teniendo un peso significativo, en cada instante se encuentren más alejados del objetivo a conseguir.
- Configuración urbana: debido a los mayores tiempos de operación por unidad de residuo recogido, la implantación de la recogida puerta a puerta produce menos alteraciones en entornos con estructura horizontal, con baja densidad de población, que en áreas con estructuras muy verticales, con gran cantidad de generación de residuos por tramo de vía.
- Ámbito temporal del servicio: debe considerarse la viabilidad de realizar el servicio de recogida en horario diurno y sus posibles interferencias con el resto de actividad diaria en la vía pública.
- Coste del servicio: el coste por unidad de residuo recolectado depende tanto de la cantidad de puntos de producción atendidos en la unidad de tiempo (es decir, de la proximidad de los productores entre sí) como de la distancia a los puntos de destino de los residuos.

Los métodos de decisión multicriterio (MCDM) se han utilizado con frecuencia en la gestión de residuos sólidos urbanos. Sin embargo, su aplicación se centra en la localización de plantas de tratamiento de

residuos (Ghoushchi y Nasiri, 2022; Abushammala et al., 2022; Zhang et al., 2021) o la elección de una determinada tecnología para el tratamiento de residuos (Nkuna et al., 2022; Longsheng et al., 2022; Roy et al., 2019); siendo los más utilizados AHP (47%), seguido de ANP (9%) y VIKOR (7%) (Torkayesh et al., 2022).

Para la elección de las zonas objeto del servicio de recogida puerta a puerta a diseñar, se ha hecho uso del Best-Worst Method (BWM) (Rezaei, 2015), que permite evaluar alternativas de zonas seleccionadas previamente para la posible implantación del servicio en la ciudad de Castelló de la Plana, y ordenarlas estableciendo un ranking. El BWM ha alcanzado gran popularidad en los últimos años, ya que puede resolver el problema de inconsistencia que se genera con AHP (Mi et al., 2019).

2. Metodología

La implantación en municipios de la Comunidad Valenciana de servicios de recogida selectiva puerta a puerta que permitan aplicar sistemas de pago por generación requiere, en cualquier caso, la identificación de los usuarios que ponen a disposición del servicio sus residuos, por lo que las bolsas o cubos empleados para realizar las entregas deben contar con elementos que permitan llevar a cabo esa identificación (etiquetas, códigos, TAG), así como el registro de por parte de los operarios del servicio de dichos elementos de identificación. Las características técnicas de los vehículos recolectores empleados dependerán de la organización del servicio, fracciones a recoger selectivamente y características urbanísticas del ámbito del servicio; para la elección de este último aspecto se empleará la metodología Best-Worst Method (BWM).

El BWM es un método desarrollado para la toma de decisiones multicriterio, en el que se evalúan varias alternativas en función de diversos criterios, con el objetivo de establecer un orden de prioridades. Para cada uno de los criterios considerados, se valoran las alternativas existentes y, en función del peso específico de cada criterio sobre la decisión final, se obtiene una lista ordenada de prioridades en función de las valoraciones obtenidas por cada alternativa. La metodología se puede resumir de la siguiente manera:

1. Fijación del conjunto de criterios de decisión.
2. Elección del mejor (más importante, más deseable) y el peor (menos deseable) criterios.
3. Determinación de la preferencia del mejor criterio sobre los demás criterios, valorando de 1 (misma importancia) a 9 (mucho más importante).
4. Determinación de la preferencia del resto de criterios sobre el peor criterio, valorando de 1 a 9.
5. Cálculo de los pesos óptimos.
6. Cálculo de la ratio de consistencia CR.

Respecto a la elección del área de implantación de la recogida recogida puerta a puerta en Castelló, el primer aspecto que debe tenerse en cuenta es la aceptación por parte del usuario, ya que de ella dependerá el periodo de adaptación y la demora en la consecución de los objetivos fijados. Por un lado, la aceptación será mayor en aquellas zonas en que, actualmente, los vecinos deban recorrer elevadas distancias para depositar los residuos en los contenedores (urbanizaciones y diseminados), así como en aquellas en que la forma de prestación actual sea parecida (bolseo, que consiste en depositar la bolsa de residuos en la puerta; contenedores no permanentes, con recipientes que se instalan durante una franja horaria, siendo retirados a continuación; ambos casos, en el centro histórico). Por otro lado, la aceptación puede ser mayor en perfiles de edad avanzada, con problemas de movilidad y que han conocido el sistema bolseo de Castelló, que en poblaciones más jóvenes habituadas a depositar los residuos en contenedores.

Otro criterio relevante es la mejora significativa del grado de separación en origen perseguida. Actualmente, con los datos disponibles, puede estimarse, por zonas, el grado de separación en origen de Castelló de la Plana. En la Tabla 1 se muestran los resultados globales de la ciudad y, a modo de ejemplo, los estimados en dos de sus zonas (el PAU Lledó y las urbanizaciones de la parte oeste).

Tabla 1. Porcentaje en peso de separación de residuos en origen en diferentes zonas de Castelló. Año 2022

Fracción	Castelló	PAU Lledó	Urbanizaciones
Papel y cartón	4,24%	7,72%	2,31%
Envases ligeros	2,78%	7,86%	1,27%
Vidrio	2,68%	7,61%	1,66%
Biorresiduos	4,32%	5,58%	4,07%
Resto	85,98%	71,23%	90,70%

Desde este punto de vista, la recogida puerta a puerta produciría mayores efectos en Urbanizaciones de la parte oeste, con índices actuales más escasos. En el PAU Lledó, los hábitos de separación de residuos en los domicilios se encuentran más consolidados y el margen de mejora es menor. El centro histórico, con un sistema de recogida con contenedores no permanentes, que actualmente no incluye todas las fracciones, sería susceptible asimismo de conseguir mejoras notables.

En cuanto al criterio de la configuración urbana, en el término municipal de Castelló de la Plana pueden distinguirse áreas con construcción eminentemente vertical en los núcleos urbanos principales de Castelló y el Grao, y construcción horizontal en áreas urbanizadas situadas alrededor y entre ambos núcleos urbanos; a su vez, en las áreas con construcción horizontal pueden identificarse 3 tipologías: viviendas individuales y colectivas adosadas de baja altura, principalmente en los barrios alejados, llamados Grupos (Lourdes, San Pedro, San Agustín, Benadresa, ...); viviendas unifamiliares, adosadas o no, siguiendo una ordenación urbana (PAU Lledó, Urbanizaciones Galera, Penyeta Roja, ...) y, por último, viviendas aisladas integradas en zonas no urbanizables (suelo de uso principal rural o agrario). Desde este punto de vista, la prioridad la constituyen las zonas residenciales de construcción horizontal, en las que puede resultar más eficaz realizar un seguimiento del uso del servicio de recogida.

En el ámbito temporal de prestación del servicio, en horario nocturno su incidencia sobre el resto de actividad de la población, sobre todo el tráfico, es menor; en horario diurno, se reducen las incidencias por el ruido de los vehículos y se posibilita la identificación e inspección de los residuos puestos a disposición del servicio por los vecinos.

Desde el punto de vista económico, la prioridad la constituyen, por un lado, las áreas con menor recorrido de itinerario de recogida, y que engloban a las zonas urbanizadas de uso residencial, puesto que los costes de desplazamiento son menores a lo largo de la ruta de trabajo. En este sentido, la construcción vertical prima sobre la horizontal, al permitir atender más puntos de producción en menor tiempo. Por otro lado, también deben considerarse los costes de transporte del material recolectado hasta las diferentes plantas de tratamiento, por lo que la zona oeste del término municipal es la más idónea.

Por tanto, tras el análisis anterior, pueden definirse como criterios para la selección de la zona de implantación del servicio de recogida separada de residuos puerta a puerta los siguientes:

- C1: Aceptación de la nueva metodología por el usuario, con bajas resistencias a los cambios de hábitos y rápida adaptación
- C2: Perspectivas de incremento de porcentaje en peso de residuos separados en origen, teniendo en cuenta los resultados actuales
- C3: Configuración urbana de la zona, que permita realizar una correcta implantación del servicio y una inspección de los residuos puestos a disposición del servicio por los usuarios
- C4: Posibilidad de realizar el servicio en horario diurno, por sus posibles implicaciones sobre el tráfico, en el descanso de los vecinos, las molestias de los cubos en las calles y el control e inspección de la selección en origen realizada en los hogares
- C5: Costes de la implantación del servicio

Teniendo en cuenta que la implantación de la recogida puerta a puerta se realizaría de forma parcial y considerando los datos de partida anteriores, las posibles zonas de implantación (las alternativas) serían:

- A1: Centro de la ciudad, con un servicio de recogida selectiva mediante contenedores no permanentes, que no abarca todas las fracciones
- A2: PAU Lledó, zona periurbana de uso eminentemente residencial, con buenos resultados actuales y habituados a depositar los residuos en los contenedores correspondientes
- A3: Urbanizaciones y Grupos, parte oeste del término municipal, con menor implantación de medios de contenerización, bajos resultados de separación y elevados recorridos hasta las ubicaciones actuales de contenedores

El BWM permite jerarquizar la prioridad de los criterios, mediante la elección de los dos criterios que presentan mayor (*Best Criteria, BC*) y menor (*Worst Criteria, WC*) relevancia, y comparando a continuación la importancia de cada criterio respecto a ambos, al valorarlos de 1 (misma importancia) a 9 (mucha menor importancia). En este caso, se considera que el criterio más relevante es la mejora de las ratios de separación en origen, dado lo alejados que se encuentran los resultados actuales de los objetivos para 2025, mientras que el menos relevante son los costes del servicio, puesto que frecuentemente se convocan ayudas para acometer inversiones que puedan permitir mejorar las ratios de separación en origen. En la Tabla 2 se muestran las valoraciones de los diferentes criterios con respecto a ambos criterios principales.

Tabla 2. Valoración de criterios frente al más (BC) y menos (WC) relevante

BC / WC vs Otros	C1	C2	C3	C4	C5
BC: Mejora ratios (C2)	2	1	3	4	5
WC: Coste de servicio (C5)	2	3	5	2	1

A continuación, la aplicación del solver del BWM permite determinar el peso óptimo de cada criterio, que se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Peso óptimo de cada criterio en la toma de decisión

	C1	C2	C3	C4	C5
Peso óptimo	0,2521	0,3529	0,1681	0,1261	0,1008

La ratio de consistencia obtenida (CR) es 0,1512, próxima a cero, por lo que los resultados son robustos.

Para la valoración de las diferentes alternativas, los decisores otorgaron una puntuación entre 1 y 5, en función de cómo de competitiva era esa alternativa en cada criterio, resultando las valoraciones que se muestran en la Tabla 4 de matriz de alternativas, que a continuación se normaliza en la Tabla 5.

Tabla 4. Matriz de criterios y alternativas

	C1	C2	C3	C4	C5
A1	4	4	1	1	5
A2	2	2	5	4	4
A3	5	5	3	5	2

Tabla 5. Matriz de criterios y alternativas normalizada

	C1	C2	C3	C4	C5
A1	0,8	0,8	0,2	0,2	1
A2	0,4	0,4	1	0,8	0,8
A3	1	1	0,6	1	0,4

3. Resultados

Tras la clasificación de las alternativas consideradas, mediante el producto de los valores normalizados de La Tabla 5 por el peso óptimo del criterio correspondiente de la Tabla 3, se obtiene la matriz de decisión, que se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Matriz de decisión multi criterio de alternativas

Criterio	A1	A2	A3
C1	0,2017	0,1008	0,2521
C2	0,2824	0,1412	0,3529
C3	0,0336	0,1681	0,1008
C4	0,0252	0,1008	0,1261
C5	0,1008	0,0807	0,0403

En la Figura 2 se muestra el ranking de alternativas, mediante la suma de las valoraciones de la matriz de resultados. La posición viene dada por la mayor valoración obtenida por la alternativa. Se observa que el primer lugar lo obtiene el ámbito de Urbanizaciones y Grupos, en los que la implantación de contenerización actual dificulta la implicación del usuario en la separación en origen, que se traduce en unas ratios de recogida selectiva inferiores a la media municipal; se trata de diversos núcleos urbanizados, con puntos de producción (viviendas) con distribución principalmente horizontal. En segunda posición queda el centro histórico de la ciudad. En esta alternativa, los aspectos asociados a la actividad diaria, que no aconsejan realizar el servicio en horario diurno, la elevada concentración de viviendas y la mejor infraestructura actual de servicio contrarrestan la elevada valoración que aporta el menor coste del servicio de recogida puerta a puerta frente a otras alternativas. Finalmente, el PAU Lledó, que se sitúa en valoraciones intermedias en criterios económicos y de horario de servicio, queda relegada a la última posición, puesto que la dotación del servicio y los resultados estimados de separación en origen actuales son mejores que en los que presentan el resto de las alternativas.

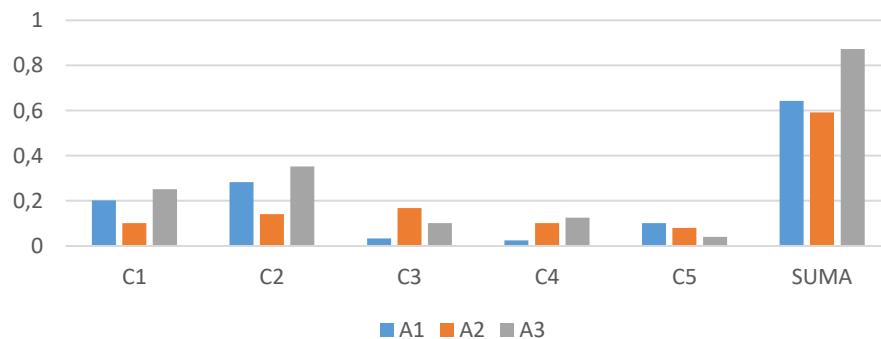


Figura 2. Ranking de alternativas

Por tanto, a continuación, se diseña el servicio de recogida puerta a puerta en el ámbito de urbanizaciones y Grupos situados al oeste del núcleo urbano de la ciudad de Castelló. Esta área se caracteriza por ser zonas residenciales, con calles longitudinales y estrechas, con casas unifamiliares de una y dos alturas. Teniendo en cuenta el número total de viviendas censadas (Catastro, 2022), la población es de 4.462 habitantes (INE, 2021).

En cuanto a las fracciones a recoger, puesto que el hábito de depositar el vidrio en los tradicionales iglú está muy arraigado (Implantar el Puerta a puerta, 2022), la recogida se centra únicamente en las fracciones de papel y cartón, envases ligeros, biorresiduos y resto, estableciendo un calendario semanal para la recogida de cada fracción en función de la producción estimada, conforme se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. Calendario del servicio de recogida puerta a puerta

Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo
Biorresiduos	Biorresiduos	Biorresiduos	Biorresiduos	Biorresiduos	Biorresiduos	Biorresiduos
Envases ligeros	Papel y cartón	Resto	Envases ligeros	Resto	Envases ligeros	Papel y cartón

Teniendo en cuenta la población estimada, la generación media de residuos diaria, el grado de separación deseado y la frecuencia de recogida de cada fracción, en la Tabla 8 se muestran las cantidades que se prevé recoger de cada fracción cada día de servicio.

Tabla 8. Cantidades estimadas de residuos a recoger por fracción y día de servicio

Fracción	Frecuencia	Días/año	kg/día
Biorresiduos	Diaria	365	1.849
Papel y cartón	2 días/semana	104	2.145
Envases ligeros	3 días/semana	156	1.099
Resto	2 días/semana	105	5.793

Para la recogida diaria de 2 fracciones se considera que lo óptimo es realizar la recogida con vehículos bicompartimentados, puesto que se reduce la circulación a 1 vehículo por tramo de vía para la recolección simultánea de 2 fracciones. Teniendo en cuenta que la mayor cantidad de residuos que se recolectarán será de 7.642 kg (miércoles y viernes, biorresiduos y resto), se requiere de un mínimo de 6 rutas de recogida con carga útil de hasta 1.500 kg cada una; si cada vehículo del servicio puede realizar 2 rutas, resultan 3 equipos.

Sin embargo, los días en que no se recolecte resto + biorresiduos (que comparten planta de tratamiento), los tiempos necesarios para la realización del servicio serán superiores, al ser mayores los tiempos de desplazamiento a las instalaciones de destino, requiriéndose 4 equipos de recogida, cada uno de ellos compuesto por: 1 vehículo recolector bicompartimentado, de 7m³ de capacidad; 1 conductor y 2 peones, que realizarán la lectura de los elementos de identificación de las aportaciones.

4. Conclusiones

Pese a que la recogida selectiva de residuos lleva años de desarrollo en la ciudad de Castelló de la Plana, con la sucesiva implantación de los contenedores de color verde (vidrio), amarillo (envases ligeros), azul (papel y cartón) y marrón (biorresiduos), entre principios de los años 1990, el primero de ellos, y 2020, el último, los resultados de separación de residuos en los domicilios se encuentran actualmente muy alejadas de los objetivos fijados. Teniendo en cuenta las disposiciones legales vigentes y las experiencias de recogida mediante la metodología de puerta a puerta en otros municipios, se hace necesario estudiar la implantación de este tipo de servicio en la ciudad.

Partiendo de un análisis previo de la situación actual, y de criterios que deben ser tenidos en cuenta en la implantación de este tipo de servicio, el BWM ha servido como ayuda a la toma de decisión respecto a la zona geográfica más adecuada para la implantación de este servicio, en núcleos urbanizados de uso principal residencial, en los que los márgenes de mejora son mayores. Puesto que el objetivo primordial es el incremento de las ratios de separación de residuos, en la valoración de las alternativas estudiadas han tenido menor impacto los costes de esta implantación que, pese a ser un aspecto que toda Administración debe tener en cuenta, la legislación actual relega a un término secundario, como demuestran los gravámenes que se aplican a las cantidades de residuos que, susceptibles de reutilización o reciclado, tienen un destino que queda en un orden inferior conforme a la jerarquía de residuos.

Finalmente, teniendo en cuenta características como la situación geográfica de dichos núcleos, el entramado viario y la demografía, se ha diseñado un servicio de recogida puerta a puerta de 4 fracciones: papel y cartón, envases ligeros, biorresiduos y resto.

Referencias

- Abushammala, M. F. M., Qazi, W. A., Frrag, S., Alazaiza, M. Y. D., Younes, M. K., 2022. "Site selection of municipal solid waste incineration plant using GIS and multicriteria decision analysis," *J Air Waste Manage Assoc.* <https://doi.org/10.1080/10962247.2022.2064002>.
- DECRETO 55/2019, de 5 de abril, del Consell, por el que se aprueba la revisión del Plan integral de residuos de la Comunitat Valenciana. https://dogv.gva.es/datos/2019/04/26/pdf/2019_4208.pdf (acceso 16/12/2022).
- Ghoushchi S. J., Nasiri B., 2022. "Sustainable landfill site selection for hazardous waste using a GIS-based MCDM approach with G-number information," *Environment, Development and Sustainability* (2022). <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02400-9>.
- Implantar el Puerta a puerta. <https://puertaapuerta.info/principios/implantar-el-puerta-a-puerta/> (acceso 16/12/2022).
- Instituto Nacional de Estadística. <https://www.ine.es/> (acceso 16/12/2022).
- Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunitat Valenciana. <https://www.boe.es/eli/es-vc/l/2022/11/29/5> (acceso 16/12/2022).
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con> (acceso 16/12/2022).
- Longsheng C., Ali Shah S. A., Solangi Y. A., Ahmad M., Ali S., 2022. "An integrated SWOT-multi-criteria analysis of implementing sustainable waste-to-energy in Pakistan," *Renewable Energy*, vol. 195, pp. 1438–1453. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2022.06.112>.
- Mi X., Tang M., Liao H., Shen W., Lev B., 2019. "The state-of-the-art survey on integrations and applications of the best worst method in decision making: Why, what, what for and what's next?," *Omega (Westport)*, vol. 87, pp. 205–225. <https://doi.org/10.1016/J.OMEGA.2019.01.009>.
- Nkuna S. G., Olwal T.O., Chowdhury S.D., 2022. "Assessment of thermochemical technologies for wastewater sludge-to-energy: An advance MCDM model," *Clean Eng Technol*, vol. 9, p. 100519. <https://doi.org/10.1016/J.CLET.2022.100519>.
- Rezaei, J., 2015. "Best-worst multi-criteria decision-making method," *Omega (Westport)*, vol. 53, pp. 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2014.11.009>.
- Roy J., Adhikary K., Kar S., 2019. "Credibilistic TOPSIS Model for Evaluation and Selection of Municipal Solid Waste Disposal Methods," *Advances in Waste Management*, pp. 243–261. https://doi.org/10.1007/978-981-13-0215-2_17.
- Sede electrónica del Catastro. <https://www.sedecatastro.gob.es/> (acceso 09/06/2022).
- Sistemas de recogida. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-recogida/> (acceso 16/12/2022).
- Torkayesh, A. E., Rajaeifar, M. A., Rostom, M., Malmir, B., Yazdani, B., Suh, S., Heidrich, O., 2022. "Integrating life cycle assessment and multi criteria decision making for sustainable waste management: Key issues and recommendations for future studies," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 168, p. 112819. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.112819>.
- Zhang C., Hu Q., Zeng S., Su W., 2021. "IOWLAD-based MCDM model for the site assessment of a household waste processing plant under a Pythagorean fuzzy environment," *Environ Impact Assess Rev*, vol. 89. <https://doi.org/10.1016/J.EIAR.2021.106579>.

ANÁLISE DA ADESÃO EFETIVA AO PROJETO COLETA SELETIVA EM EMPRESAS EM CAMPINA GRANDE-PB-BRASIL.

Eugênia da Mota Rocha Cirne, Luiza^{1*}; Luiza Viana Santos, Ana^{2**}; Maria Brasil Lustosa Silva Seraine, Victória^{2***}; Maria Araujo Leite, Cibelly^{1****}; Gomes da Silva, Gilberlando^{1*****}; da Silva Moraes, Rafael^{1*****}; Ribeiro Moraes, Maricelma^{1*****}

¹ Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos – GPRS, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

*luiza.cirne@yahoo.com.br

****cibelly.maria@estudante.ufcg.edu.br

*****gomes.silva@ufcg.edu.br

*****rafan955@gmail.com

*****maricelma.ribeiro@gmail.com

² Grupo de Estudos e Pesquisa em Gestão Integrada de Resíduos – GPRS, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil

**luiza.viiana@outlook.com

***victoria.brasil@estudante.ufcg.edu.br

Resumen

O projeto de extensão Coleta Seletiva em Empresas teve início em 2008, como objeto de tese de doutorado, visando a cooptação e conscientização dos empresários e colaboradores frente a situação socioambiental, sobretudo a inclusão de catadores no gerenciamento de resíduos do município. A partir da PNRS-Lei 12.305 em 2010, a ação ganhou legalidade fortalecendo as ações das diretrizes, gestão compartilhada e responsabilidade socioambiental. O estudo foi introduzido no programa de extensão da UFCG: Mobilização Social em Saneamento Ambiental e em 2016, devido ao crescente número de adesões, tornou-se um projeto de extensão individual. O projeto tem o compromisso de oferecer suporte gratuito as empresas cooptadas e a cooperativa de catadores - COTRAMARE - através de palestras, dossiê de licenciamento ambiental, logística dos materiais coletados na empresa e emissões de manifestos, documentos importantes para atestar a conformidade legal. A adesão ao projeto é firmada através do termo de adesão entre as partes (universidade, empresa e cooperativa) porém, ao longo da vigência 2008/2022, verificou-se que algumas empresas se apropriam do documento apenas para ter acesso a licenças ambientais e/ou comprovações legais de destinação final de resíduos. Neste sentido, foi feito um check list das empresas cooptadas e que atendem a sistemática da doação de resíduos à cooperativa de catadores. Observou-se um crescente número de adesões, no ano de 2008 - total de 2 empresas, e em 2022 - total de 34 empresas de variados segmentos, as adesões representaram um aumento de aproximadamente 155% na sustentabilidade financeira e comercialização da cooperativa.

PALAVRAS CHAVE: responsabilidade compartilhada, resíduos, manifestos, catadores, extensão.

1. Introdução

Resíduos sólidos, popularmente conhecido como lixo, é qualquer material sólido descartado por residências domésticas e indústrias considerado como sem utilidade sendo, portanto, eliminado assumindo um caráter depreciativo. Essa denominação não mais se adequa à realidade, visto que alguns resíduos possuem potencial de gerar uma economia circular e fechamento de ciclos de materiais requer estudos eficazes, como tão bem nos mostra os ecossistemas naturais.

Devido ao aumento da escassez dos recursos naturais renováveis e não renováveis e a disposição inadequada dos resíduos no meio ambiente, tornou-se indispensável a conscientização da sociedade no que se refere ao reaproveitamento de matéria-prima através da reciclagem. Dessa forma o lixo orgânico e inorgânico é reaproveitado e transformado novamente em substâncias e materiais úteis à sociedade, ou seja, uma matéria secundária que contribui para a redução da poluição ambiental. Vale salientar que existem resíduos sólidos que não podem ser reciclados por serem considerados perigosos e causadores de doenças, porém passíveis de tratamento e disposição final adequados.

A coleta seletiva é a coleta diferenciada dos resíduos que foram previamente separados segundo a sua constituição ou composição. Ou seja, resíduos com características similares são selecionados pelo gerador (que pode ser o cidadão, uma empresa ou outra instituição) e disponibilizados para a coleta separadamente, dessa forma, compreende-se que é preciso minimizar a produção de rejeitos, maximizando assim a reutilização dos materiais, além de diminuir os impactos ambientais negativos decorrentes da geração de resíduos sólidos (MMA, 2010).

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a implantação da coleta seletiva é obrigação dos municípios e as metas referentes fazem parte do conteúdo mínimo que deve constar nos planos de gestão integrada de resíduos sólidos dos municípios (BRASIL, 2010), visto que a quantidade de lixo gerado em todo o mundo tem aumentado substancialmente ano a ano.

Um fator que deve ser sempre repensado e trabalhado é o gerenciamento de resíduos, uma vez que tem impacto direto na qualidade da vida terrestre e dos ecossistemas. Este repensar passa por inclusões de técnicas modernas, preparação do pessoal de apoio, infraestrutura e sensibilização de seus agentes para o processo de desenvolvimento institucional, assim, se faz necessário uma forma contínua de melhorar a gestão dos resíduos produzidos pela instituição, preconizada nas legislações e agendas ambientais.

Dessa forma, no ano de 2008, o projeto Coleta Seletiva em Empresas teve seus primeiros passos, como objeto de tese de doutorado intitulado: A Coleta Seletiva como subsídio à criação do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) em Campina Grande-PB: Implicações ambientais, econômicas e sociais do programa de pós-graduação em Recursos Naturais da UFCG.

O projeto tem como base a pedagogia dos R's e com isso atuação através de intervenções por meio da educação ambiental dos envolvidos no projeto, diagnósticos quanto a geração de resíduos, sua destinação final e a política socioambiental desenvolvida pelas empresas, buscando oferecer soluções às problemáticas ambiental e social que envolve a geração de resíduos sólidos municipais, visando também a cooptação de empresas geradoras de resíduos e sensibilização dos colaboradores.

Observando-se o crescimento e a importância do estudo para a comunidade, em 2012 ele foi introduzido no programa de extensão da UFCG: Mobilização Social em Saneamento Ambiental e devido às crescentes adesões, submetemo-lo em 2016 como projeto de extensão individual.

As empresas são consideradas grandes geradoras de resíduos e deverão contribuir com o gerenciamento integrado dos resíduos municipais. Utilizando como estratégia para atender os objetivos do projeto, todos os setores da empresa (UP/DOWN) foram envolvidos, desde o diretor presidente até os colaboradores e fornecedores mostrando os benefícios, deveres e direitos na gestão compartilhada. Para tal foi adotado o modelo: universidade - cooperativa de catadores COTRAMARE - empresas privadas de diversos segmentos, onde cada membro tem sua parcela de contribuição e responsabilidade no processo.

O projeto oferece suporte à cooperativa através do dossiê de licenciamento ambiental e estudo de logística dos materiais coletados na empresa. O Ministério de Meio Ambiente do Brasil instituiu o sistema de informação de SINIR/MTR, como instrumento de controle da geração à destinação final, motivo que reforça as ações e objetivos de implantação da coleta seletiva em empresas. Através do controle realizado é possível observar a quantidade de material coletado por cada empresa, e assim analisar a adesão e o comprometimento de cada empresa com o projeto e com o meio ambiente.

2. Metodologia

A metodologia utilizada foi desenvolvida pelo COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM (CEMPRE, 2007) aplicando-se a pedagogia do reaproveitamento e dos R's, utilizando os seguintes cadernos temáticos: Coleta seletiva nas escolas, Reciclagem e condomínios, Guia de boas práticas para uma TIC mais sustentável e Manual de Gerenciamento Integrado de Lixo Municipal.

Serão balizados pelos instrumentos legais e legislações específicas que estabelecem a aplicação da coleta seletiva com a inclusão e participação das organizações de catadores no fluxo reverso dos materiais recicláveis, dentre elas:

- Programa Nacional de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento – PEAMSS;
- Decreto Federal Nº 5940/06;
- Decreto Federal Nº 6087/07;
- Decreto Federal Nº 99658/90;
- Lei Nº 11445/07- Política Nacional de Saneamento;
- Política Nacional de Educação Ambiental- Lei Nº 9.795;
- Lei Nº 12.305 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos;
- Lei 087/2014 - Política Municipal de Resíduos Sólidos;
- Estatuto e licenciamento ambiental da Cooperativa COTRAMARE.

Fez-se adaptações usando modelo CIRNE-2010 (Figura 1). Observando os regimentos e princípios legais das empresas parceiras e o estatuto da cooperativa dos catadores - COTRAMARE.



Figura 1. Metodologia desenvolvida pelo CEMPRE-2007 com adaptações de CIRNE-2010.

As empresas cooptadas para a adoção da metodologia foram de diversos setores: construção civil, metalurgia, energia elétrica, alimentação, calçados, confecções, supermercados, bares, estabelecimento privados de ensino, lanchonetes, clínicas, hospitais, cooperativas de crédito, instituições bancárias e restaurantes.

A cada doação realizada pela empresa foi solicitada a equipe executora do projeto, a elaboração de um Termo de Adesão (Figura 2) para firmar parceria com estas empresas, o manifesto (Figura 2) referente a entrega de resíduos a cooperativa, como também emissão do SINIR/MTR/MMA (Manifesto de Transporte de Resíduos) (Figura 3) conforme as legislações para fins de comprovação da destinação final.

CERTIFICADO DE DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS		Certificado N.º: 92/2018
DECLARAMOS PARA OS DEVIDOS FINS QUE RECEDEMOS OS RESÍDUOS ABAIXO DESCRITOS PARA FINS DE DESTINAÇÃO FINAL NOS TERMOS ACORDADOS ENTRE AS PARTES E CONFORME APROVAÇÃO DO ÓRGÃO AMBIENTAL SESUMA/CG/ Nº 018/2017.		
GERADOR		
EMPRESA: _____, Campina Grande - PB ENDEREÇO: _____ BAIRRO: _____ CNPJ: _____ CEP: _____ MUNICÍPIO: Campina Grande UF: Paraíba		
DESTINO		
EMPRESA: COTRAMARE - Cooperativa de Trabalhadores de Materiais Recicláveis de Campina Grande/PB ENDEREÇO: Rua Santa Rita, 468 BAIRRO: Quarenta CNPJ: 04.812.097/0001-98 MUNICÍPIO: Campina Grande UF: Paraíba		
IDENTIFICAÇÃO DO RESÍDUO		
DENOMINAÇÃO: Plástico AUTORIZAÇÃO AMBIENTAL: SESUMA/CG- LICENÇA Nº 018/2017. QUANTIDADE: 49 Kg OBS: Embalagens de latão vazias utilizadas em produtos químicos. DATA DO RECEBIMENTO: 31/10/2018 DESTINAÇÃO FINAL: Comercialização como matéria prima secundária.		
LOCAL/DATA: Campina Grande, PB 09/11/ 2018.	RESPONSÁVEL TÉCNICO/N.º REGISTRO: _____	ASSINATURA: _____

**VAMOS CRIAR UM MEIO AMBIENTE URBANO LIMPO,
NÃO JOGANDO LIXO NOS TERRENOS BALDIOS, NAS RUAS,
NAS PRAÇAS E CANAIS.**

TERMO DE ADESÃO

A empresa _____, situada à (Rua) _____, número _____, Bairro _____ adere como doador dos resíduos: papel(), papelão(), plástico(), metal(), vidro(), madeira() e óleo de cozinha () à proposta do *Projeto Coleta Seletiva Solidária* desenvolvido pela Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande, em cooperação com a COTRAMARE¹. Ficando estabelecido que a responsabilidade pela coleta e transporte do material reciclável será definida entre os membros da COTRAMARE e a empresa parceira. A responsabilidade da UFCG envolve as intervenções de educação ambiental, emissão de manifestos de entrega de resíduos e o acompanhamento das ações ao longo do exercício da parceria.

Campina Grande, _____ de _____ de _____.

Assinatura do Responsável Empresa / Telefone

Responsável COTRAMARE/Telefone

Coordenadora Responsável pelo projeto/ UFCG-Telefone

¹ COTRAMARE - Cooperativa dos Trabalhadores de Materiais Recicláveis de Campina Grande Licenciada ambientalmente pela SESUMA-CG. Licença Nº. 018/2017.

Figura 2. Modelo do manifesto e do termo de adesão enviado as empresas.

Manifesto de Transporte de Resíduos - MTR (Modelo)

* Campos de preenchimento obrigatório

Armazenamento Temporário

* Utilizará Armazenamento Temporário ? : Sim Não

Identificação dos Resíduos

[Inserir Resíduo](#)

Código IBAMA e Denominação	Estado Físico	Classe	Acondic.	Unidade	Tecnologia	Número ONU	Classe Risco	Excluir

Modelo MTR

[Pesquisar Modelo](#)

* Nome do Modelo:

* Entrar com: CNPJ CPF

* CNPJ Transportador: [Inserir](#) Razão Social: _____

* Entrar com: CNPJ CPF

* CNPJ Destinatador: [Inserir](#) Razão Social: _____

[Limpar Tela](#)

[Salvar](#)

Figura 3. Modelo da SINIR/MTR/MMA (Manifesto de Transporte de Resíduos) emitido para as empresas parceiras do projeto.

Para as empresas doadoras inscritas no sistema SINIR/MTR do Ministério do Meio Ambiente, são emitidos os manifestos e certificados de destinação dos materiais coletados, documentos válidos nas ocorrências de auditorias ambientais nas empresas. As empresas não inscritas recebem um manifesto emitido pela coordenação do projeto atestando a destinação dos resíduos.

3. Resultados e Discussões

A metodologia contou com o sistema de comunicação da universidade denominado de DC – Disque Coleta que realizou as mediações, as solicitações para o envio de termos de adesão, recolhimento de resíduos, doações especiais, emissão de manifestos, reclamações e esclarecimentos.

O conhecimento do diagnóstico de geração, estudo logístico e sugestões dos colaboradores da empresa foram fundamentais para a implantação do projeto. Foi possível ver que os principais resíduos disponibilizados para a cooperativa foram: papelão, metais ferrosos, alumínio, papel, plásticos, vidros, sacarias, paletes e óleo de cozinha.

Além disso, observou-se que a participação dos catadores como agentes formadores nas intervenções de educação ambiental foi de muito acolhimento e eficiência para sensibilizar os colaboradores das empresas, visto que a existência de profissionais e/ou setores específicos para as questões socioambientais, facilitou sobremaneira para a implantação das ações.

Verificou-se com frequência de doação, a intolerância quanto ao tempo de permanência dos resíduos sólidos nas empresas, mesmo em se tratando de resíduos recicláveis separados na fonte geradora e que não comprometem a qualidade ambiental. À exemplo, uma empresa do ramo de confecções e moda exigiu a imediata coleta dos resíduos, porém no dia da solicitação, os catadores realizam a coleta em outra rota, ficando a coleta para o dia seguinte, este fato causou insatisfação e comprometeu a continuidade da parceria.

A ausência de percepção da precariedade de infraestrutura da cooperativa causou muito conflito e cobranças das empresas em atender a contento suas solicitações, sendo necessárias muitas mediações para reversão destes conflitos e sua permanência no projeto.

Já que a cooperativa possui licenciamento ambiental junto a Superintendência de Administração do Meio Ambiente- SUDEMA-PB, SESUMA ,CTF/IBAMA e inscrição no sistema SINIR/MTR e adequação à legislação, notou-se uma crescente procura e adesão ao projeto, sendo um dos principais motivadores, este último fator.

Mas percebe-se também, por parte de algumas parcerias, a necessidade de melhorias no gerenciamento de seus resíduos sólidos, envolvimento com a temática, como o conhecimento da realidade socioambiental e introdução de práticas e conceitos em suas rotinas (fato verificado principalmente nos estabelecimentos privado de ensino) e um real envolvimento dos catadores no processo de coleta, manuseio e destinação final.

Dessa forma, é possível compreender a falta de um compromisso mais eficaz e que honre a gestão compartilhada firmada na adesão ao projeto, onde algumas empresas têm procurado a parceria com o projeto visando o manifesto exigido pela legislação e após conseguiu-lo não destina mais os resíduos para a cooperativa e em alguns casos, vendem esses resíduos para outras empresas, tirando assim a oportunidade de crescimento e independência dos cooperados, principalmente rompendo com o princípio da responsabilidade socioambiental.

Apesar disso, atualmente a universidade e a cooperativa de catadores tem parceria com 34 empresas privadas, grandes geradoras, sendo 07 empresas desistentes (umas fecharam e outras deixaram de doar os resíduos a cooperativa depois da 1ª doação) e 27 empresas doadoras efetivas.

A permanência das empresas no projeto tem-se mostrado bastante eficiente para a mobilização dos setores empresariais frente à gestão compartilhada de resíduos sólidos, possibilitando a permanência dos catadores na unidade de coleta seletiva solidária, o aumento do rateio (R\$) entre os cooperados e envolvimento representativo de atores na discussão de uma política pública municipal para resíduos sólidos.

Durante a vigência de 2022, com o retorno das atividades presenciais, verificou-se um maior envolvimento dos geradores e doadores nas ações de extensão, bem como um maior número de doações de resíduos e solicitações de coletas especiais e novas parcerias com grandes geradores e construtoras. Através deste projeto, a cooperativa tem ganhado uma boa visibilidade diante dos órgãos públicos, do setor empresarial e residenciais, sendo possível também a associação do trabalho da cooperativa em eventos da cidade.

Dentre as atividades realizadas, destacamos a importância do uso das mídias sociais como meio de atrair a comunidade na realização de práticas sustentáveis, por inúmeras vezes cidadãos entraram em contato com o laboratório de tecnologias agroambientais objetivando realizar o descarte adequado de seus resíduos e/ou em busca de informações sobre ações de sustentabilidade e de outros projetos vinculados ao laboratório LTA/Bloco BX.

A participação das empresas nas ações do projeto possibilitou maior doação de resíduos aos catadores e a consequente melhoria na renda (Tabela 1) dos cooperados da COTRAMARE.

Tabela 1 – Salário mensal dos cooperados no ano 2022.

Mês	Salário (R\$)
Janeiro	1389,00
Fevereiro	1244,00
Março	1451,00
Abril	2142,00
Maio	1556,00
Junho	2693,00
Julho	2931,00
Agosto	1693,00
Setembro	1070,00
Outubro	1320,00
Novembro	1791,00
Dezembro	1264,00
Média	1706,17

Fazendo uma comparação com a renda mensal de anos anteriores (Tabela 2) é possível perceber esse crescimento da média dos colaboradores.

Tabela 2 – Comparativo da renda mensal

Ano	Renda mensal (R\$)/catador
2016	523,75
2017	700,00
2018	700,35
2019	761,14
2020	765,92
2021	1803,00
2022	1706,17

Analisando a arrecadação dos anos anteriores é também possível ver que a quantidade de resíduos comercializados (Tabela 3) vem aumentando.

Tabela 3 – Comparativo dos resíduos comercializados

Ano	Comercializado (Kg)
2016	248.664,60
2017	235.318,38
2018	257.263,10
2019	283.949,20
2020	219.428,10
2021	412.719,60
2022	321.844,80

4. Conclusões

As empresas privadas necessitam adequar seus planos internos de gerenciamento de resíduos aos princípios legais da PNRS e aos planos municipais de resíduos sólidos, atendendo sobretudo a responsabilidade socioambiental efetiva. Nossas ações se traduziram em uma maior proximidade da comunidade com as ações educativas do bloco BX, fortalecendo a preconização da sustentabilidade, redução de custos com descartes de resíduos no aterro sanitário e geração de renda para os catadores da cooperativa, melhorias sanitárias para os beneficiários do projeto, estreitamento de laços entre empresas e a cooperativa COTRAMARE, exercício da gestão compartilhada, atendimento às legislações e fortalecimento da mobilização social para o saneamento ambiental do município.

Agradecimentos

À COTRAMARE pela parceria, aos condomínios e empresas pela colaboração com a metodologia e desenvolvimento das ações propostas.

À UFCG pela concessão de bolsa(s) por meio da Chamada PROPEX 003/2022 PROBEX/UFCG.

Dedicamos esse trabalho ao professor Dr. Marx Prestes Barbosa in memórian pelas grandes contribuições e ensinamentos aos alunos e professores do grupo de pesquisa e extensão da UFCG.

Referências

- BRASIL. (1999). Lei N 9795 de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental - institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.
- BRASIL. (2007). Lei Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.
- BRASIL. (2010). Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. (Diário Oficial da União, 3.8.2010).

- CIRNE, L. E. M. R. A coleta seletiva como subsídio à criação de um plano de gestão integrada de resíduos sólidos (PGIRS) em Campina Grande – PB: implicações ambientais, econômicas e sociais. Campina Grande, 2010.
- Inventário de resíduos sólidos industriais do Estado da Paraíba-Brasil. João Pessoa. SUDEMA, 2014, 92p; 04mapas. - IPT/CEMPRE. LIXO MUNICIPAL – Manual de Gerenciamento Integrado. Coordenação: Maria Luiza Otero D’Almeida, André Vilhena. 2ª Ed. São Paulo, 2000, 189p. - IPT/CEMPRE/LIXO MUNICIPAL.
- MMA, 2010. Coleta Seletiva – Reciclagem e Reaproveitamento – Ministério do Meio Ambiente, 20 de agosto de 2020. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/catadores-de-materiais-reciclaveis/reciclagem-e-reaproveitamento.html>. Acesso em: 08/05/2023.

REDE RECICLA SERIDÓ: UMA ANÁLISE SOCIOECÔNOMICA DOS EMPREEDIMENTOS DE CATADORES

Lopes, Régia Lúcia^{1*}; Oliveira, Paula Salmana Medeiros¹

¹Núcleo de Estudos em Saneamento Básico, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Brasil

*regia.lopes@ifrn.edu.br

Resumo

Um dos grandes desafios na implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil é a inserção social de catadores na gestão dos resíduos sólidos, melhorar a renda desses trabalhadores e aumentar os índices de reciclagem no país. Nessa perspectiva, a Rede Recicla Seridó foi constituída por associações de catadores que atuam na região do Seridó-RN, para fazer face as dificuldades encontradas por esses empreendimentos com a comercialização diretamente para as indústrias. O objetivo desse artigo foi de analisar os aspectos sociais e econômicos dos sete empreendimentos da Rede Recicla Seridó. A metodologia utilizada foi uma abordagem quantitativa e qualitativa, utilizando-se entrevistas e questionários aplicados junto às associações no ano de 2020. Como principais resultados, verificou-se na dimensão social que 62% dos entrevistados são do sexo masculino, 68,5% se declararam negros ou pardos e 38% não são alfabetizados. Nos aspectos econômicos, 31% dos catadores obtêm com a atividade uma renda entre R\$ 300,00 a R\$ 500,00 (média/mensal), resultado inferior ao salário mínimo vigente na época do estudo. Essa renda é advinda da comercialização de 223 toneladas de recicláveis que representa um per capita de 1,31 kg/habitante/ano de material recuperado na região, muito inferior à média nacional que é de 15,3 kg/habitante/ano. Aponta-se como justificativa deste cenário, a comercialização à intermediários, somado a ausência de infraestrutura adequada para execução da coleta seletiva e programas de educação ambiental permanentes nos municípios. Observa-se que a organização em rede pode favorecer o desempenho econômico, ambiental e social, tornando-se uma estratégia de inclusão socioeconômica da categoria, com melhores condições de comercialização, inserção em programas de logística reversa e melhoria de qualidade de vida dos associados.

Palavras chaves: resíduos sólidos; coleta seletiva; catadores; logística reversa.

1. Introdução

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) sancionada no Brasil pela Lei nº 12.305/2010 dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativas à gestão dos resíduos sólidos, com a responsabilidade compartilhada entre os geradores e o poder público (Brasil, 2010). Apesar dessa conquista para a área ambiental, a PNRS ainda é vista como uma etapa em meio aos inúmeros desafios que compõem esse processo. O ano de 2022 foi bastante representativo para o setor com a instituição do Decreto nº 10.936/2022, que apresenta uma nova regulamentação para a Lei nº 12.305/2010 e o Decreto nº 11.043/2022 que aprovou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecendo estratégias e metas para 20 anos (Brasil, 2022a, 2022b).

A Associação Brasileira de Empresa de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) aponta que no Brasil em 2022, foram gerados um total de aproximadamente 81,8 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que corresponde a 224 mil toneladas diárias. Com isso, cada brasileiro produziu em média, 1,043 kg de resíduos por dia. Do total de resíduos coletados, cerca de 61% foram destinados para aterros sanitários. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda seguem em operação em todas as regiões do país e receberam 39% do total de resíduos coletados, alcançando um total de 29,7 milhões de toneladas com destinação inadequada e um baixo percentual de resíduos encaminhados para coleta seletiva e reciclagem (ABRELPE, 2022).

O Estado divide a responsabilidade desta pauta com a administração pública municipal e setores empresariais, necessitando promover maior inclusão social dos catadores de materiais recicláveis. De acordo com o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS) apenas 33,3% dos municípios que informaram realizar coleta seletiva com a participação de catadores (SNIS, 2019), que contribuem para a redução dos resíduos encaminhados para aterros sanitários ou lixões, embora não se tenha dados mais evidentes da organização e grau de formalização dessas entidades.

Nesta dimensão social, a gestão dos resíduos sólidos deve levar em consideração o trabalho justo e de direito coletivo destes trabalhadores. Tal desafio ilustra a necessidade de incentivo às organizações de catadores, pois estas enfrentam problemas estruturais que desafiam sua viabilidade (Pisano *et al.*, 2022)

A estrutura organizacional da cadeia da reciclagem é complexa, o que dificulta o estabelecimento de uma estratégia nacional para o fortalecimento de maior aproveitamento industrial e para a coordenação de programas de coleta seletiva em todo o território brasileiro (IPEA, 2017).

Diante deste cenário, as associações e cooperativas de catadores emergem para ampliar seu espaço na cadeia de reciclagem. Assim, uma atualização da PNRS à nova dinâmica do mercado de reciclagem, considerando os diversos benefícios das organizações de catadores, pode contribuir para superação dos desafios enfrentados por este segmento (Pisano *et al.*, 2022).

Devido o importante papel social e ambiental dos catadores nesse contexto, o objetivo desse estudo foi analisar os aspectos sociais e econômicos de sete organizações de catadores que constituem a Rede Recicla Seridó, articulada desde 2017 no estado do Rio Grande do Norte, Brasil, a partir da necessidade de fortalecimento coletivo das organizações que atuavam de forma isolada e com dificuldades de permanência no mercado competitivo da reciclagem.

2. Metodologia

A presente pesquisa foi desenvolvida no ano de 2020 nas sete associações de catadores da região do Seridó legalmente constituídas e em funcionamento neste período. A região encontra-se inserida na porção centro meridional do estado do Rio Grande do Norte, com uma população total de 304.903 habitantes, segundo a estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano 2021, abrangendo uma área de 9.646 km², composta por 25 municípios, o que representa 18,27% da área do estado (IBGE, 2010).

Os instrumentos metodológicos incluíram a aplicação de questionário utilizando a ferramenta *Google Forms* sobre questões sociais com 71 catadores dos 129 cadastrados nas associações dos municípios de Acari (ACRA), Caicó (ASCAMARCA), Currais Novos (Recicla Currais Novos), Equador (ACRE), Lagoa Nova (ACMR), Parelhas (ASCAMARPA) e Santana do Seridó (ACLRSS), e foram realizadas entrevistas com questões pré-elaboradas com os representantes legais de cada organização, sobre os temas relacionados a requisitos legais, volume de materiais comercializados, parcerias e tipos de apoio que as associações receberam até o ano de 2020.

Em relação à abordagem, esta pesquisa classifica-se como quantitativa pela aplicação de ferramentas estatísticas no tratamento dos dados coletados, e como qualitativa devido à interpretação da realidade e a compreensão da gestão organizacional das associações, sob a ótica de critérios socioeconômicos.

3. Resultados e Discussão

3.1 Perfil social dos catadores e catadoras

3.1.1 Faixa Etária e gênero

A Figura 1 apresenta o percentual segundo grupos de idade e essa composição etária tem papel importante na definição de políticas públicas voltadas para este segmento.

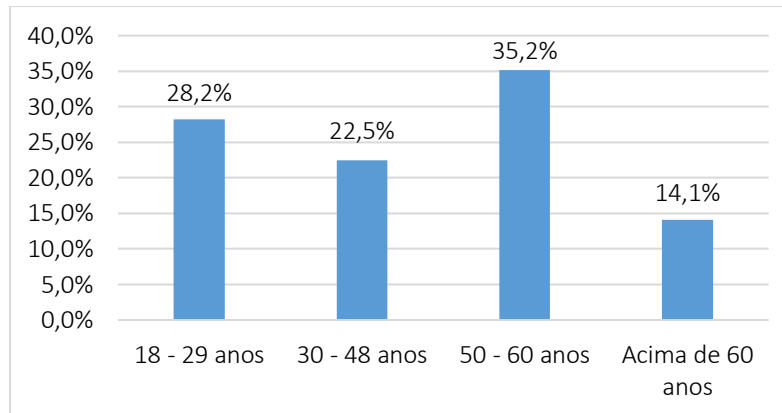


Figura 1: Faixa etária dos catadores.

Nessas associações ocorre o predomínio de adultos com idade entre 50 e 60 anos (35,2%), seguido de jovens entre 18 e 29 anos. A predominância de catadores com idade próxima a terceira idade sugere reflexões inerentes às políticas públicas destinadas para as pessoas idosas no Brasil, uma vez que, a coleta seletiva é uma atividade laboral com algumas particularidades, principalmente no que se refere ao baixo acesso aos direitos previdenciários.

Com relação ao gênero, nas associações pesquisadas predominam pessoas do gênero masculino (62%). Muitos destes catadores exerceram a função na forma individual antes de ingressarem nas associações, tendo a profissão de catador como única fonte de renda. Esse resultado corrobora com o Anuário da Reciclagem que apresenta a região Nordeste como a única região onde o público masculino é superior ao feminino nas atividades das organizações de catadoras e catadores, visto que, de um modo geral, no Brasil 54% dos trabalhadores das organizações são do público feminino (ANCAT, 2021). O papel feminino tem se potencializado na formalização das associações e cooperativas, porque em geral, as catadoras são mais receptivas à mudança do trabalho em ambientes do tipo lixão para a coleta seletiva organizada, em galpões.

3.1.2. Estado Civil

No que se refere ao estado civil, verifica-se que 35,2% dos catadores encontram-se em união estável, e 26,8% são casados, o que remete a um grande percentual de famílias que tiram seu sustento da catação de materiais recicláveis, demonstrando a importância da atividade para o sustento familiar.

3.1.3. Autodeclaração de Cor/Raça

A figura 2 apresenta os dados declarados pelos entrevistados quanto a sua cor/raça.

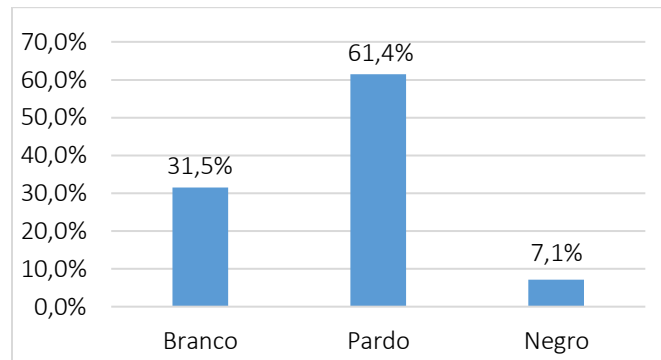


Figura 2: Etnia dos catadores.

Verifica-se um percentual de 61,4% de catadores que se declaram pardos, seguido de 31,4% de brancos. De acordo com a ANCAT (2021), a maioria dos catadores no Brasil se identificou como pardo e preto, diferente do encontrado nessa pesquisa, ensejando uma reflexão sobre o processo de formação histórica da sociedade brasileira e do reconhecimento de identidade, que precisa ser melhor entendida pelos trabalhadores das associações.

3.1.4. Escolaridade

A figura 3 apresenta os dados sobre a escolaridade dos entrevistados.

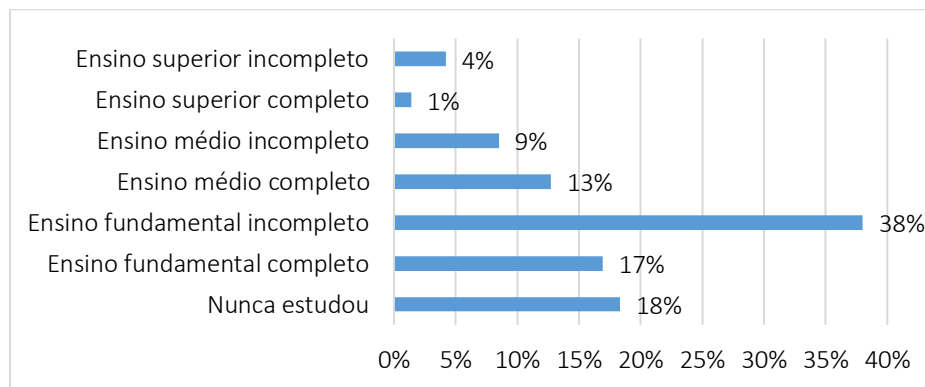


Figura 3: Escolaridade dos catadores.

O resultado para o nível de instrução destaca-se no percentual de 38% do total de catadores com fundamental incompleto, seguido de 18% de catadores que nunca estudaram, representação bem aproximada da apresentada pela ANCAT (2021). A baixa escolaridade dos catadores possui implicações no acesso ao mercado de trabalho formal, estimulando a inserção na atividade de coleta de materiais recicláveis, cujos critérios de entrada nas organizações são praticamente inexistentes. Desse modo, ressalta-se que o acesso à educação de qualidade é um direito fundamental para o desenvolvimento da cidadania e os investimentos públicos em educação são importantes para a redução da pobreza e ampliação do crescimento econômico.

3.2 Perfil econômico dos catadores e catadoras cadastrados na Rede Recicla Seridó

Um aspecto essencial na análise do perfil econômico dos catadores refere-se aos rendimentos resultantes da atividade de catação e separação de materiais recicláveis. Nas organizações entrevistadas, a

remuneração é gerada pela produção coletiva e o valor é proporcional aos dias trabalhados por cada associado.

A renda per capita declarada se situa entre R\$ 300,00 a R\$ 500,00 para 31% dos entrevistados, de R\$ 501,00 a R\$ 900,00 para 27% dos entrevistados, que são valores inferiores ao salário-mínimo brasileiro do ano da pesquisa (2020) que era de R\$ 1.039,00. Enquanto que 42% dos entrevistados afirmaram receber um valor médio aproximado ao salário vigente neste período. Leite *et al.*, (2021) mostra uma renda média de R\$ 765,92 no ano de 2020 para uma cooperativa de catadores em campina Grande, Brasil, também abaixo do salário-mínimo vigente. A renda de catadores depende de vários fatores sendo um deles relação com o poder público. De acordo com o Atlas Brasileiro da Reciclagem a remuneração média dos catadores vinculados as organizações que possui contrato com o poder público no ano de 2021 foi de cerca de R\$1.200,00 (próximo ao salário-mínimo), enquanto este valor diminui para R\$ 941,28 quando as organizações não têm contrato com o poder público (ANCAT, 2022).

Um outro fator que também reflete a baixa renda dessas organizações, é a forma de comercialização dos materiais. As cooperativas e associações que não conseguem se organizar para venda diretamente à indústria, tem resultados econômicos inferiores, pois comercializam os materiais com atravessadores que impõem valores inferiores ao mercado, implicando em perdas econômicas dos catadores, como menciona Santos (2012).

3.3 Perfil organizacional das associações de catadores

3.3.1 Modalidade da coleta seletiva e requisitos legais

Com relação a modalidade de coleta realizada pelas associações cinco delas informaram que faz a coleta na modalidade porta a porta. As associações que fazem de outra forma são as de Acari e Equador. Em Acari, a coleta é realizada de forma convencional pela prefeitura, destinando os resíduos para a triagem que é feita pelas associações de catadores em um galpão cedido para essa finalidade. Já em Equador, os catadores ainda não dispõem de local adequado para triagem. O presidente da organização registrou que a associação foi formalizada com apoio da prefeitura, mas ainda não iniciou a coleta seletiva na rua, e ainda continuam trabalhando no lixão. Verifica-se que essas duas associações ainda realizam atividades de forma a expor os trabalhadores aos riscos com a saúde (Gutberlet *et al.*, 2020) e à exploração pelos demais integrantes da cadeia da reciclagem (Bermudez *et al.*, 2019).

No que se refere aos requisitos legais e fiscais, todas possuem o Cadastro Nacional de Pessoas Jurídicas (CNPJ), seis associações apresentaram estatuto social e ata da última eleição válida (exceto a ACRA), quatro apresentaram as certidões negativas e apenas três (42,9%) apresentaram a licença ambiental para funcionamento.

3.3.3. Apoio de parceiros

A tabela 2 apresenta os tipos de apoio recebido pelas associações no período da investigação.

Tabela 2. Tipo de apoio recebido pelo empreendimento.

Tipo de Apoio	Quantidade	%
Campanhas educativas	5	71,4
Qualificação profissional	6	85,7
Assessoria técnica	4	57,1
Elaboração de projetos	3	42,9
Ações de saúde	7	100,0
Assessoria em marketing	3	42,9
Acompanhamento do CRAS	5	71,4

Fonte: Elaboração das autoras.

Verifica-se que as sete associações foram contempladas com ações de saúde tais como vacinação e testes rápidos promovidas através do Centro de Referência de Assistência Social (CRAS) vinculado às prefeituras municipais. De acordo com os entrevistados, as campanhas educativas são ações pontuais realizadas com parceiros e voluntários. Em termos de assessoria técnica, 57,1% das organizações, afirmou ter recebido apoio técnico e dentre as entidades parceiras apontadas, a principal foi a Cáritas Diocesana de Caicó e voluntários. Destaca-se que, a sensibilização e a educação ambiental são fundamentais nesse processo para a eficiência e o alcance de resultados satisfatórios na coleta seletiva, o que não é realidade na região onde as organizações estudadas desenvolvem a coleta seletiva, pois, como a pesquisa evidencia, essas campanhas são realizadas de forma pontual por parceiros e voluntários, não fazendo parte de uma ação permanente do poder público.

3.3.4. Estrutura física

A estruturadas associações é bem variável. As sete organizações estudadas receberam equipamentos de proteção individual (EPI) e fardamento através de projeto destinado a Rede Recicla Seridó, com apoio do “Movimento Bem Maior”, organização sem fins lucrativos. Na tabela 3 são apresentadas as estruturas de funcionamento das organizações.

Tabela 3. Estrutura das organizações para coleta seletiva.

Itens	Quantidade	%
Unidade de triagem cedida pela prefeitura	4	57,1
Unidade de triagem própria	2	28,6
Veículo cedido pela prefeitura	5	71,4
Veículo próprio	1	14,3
Fardamento	7	100,0
Equipamentos de proteção individual	7	100,0

Fonte: Elaboração das autoras.

Na tabela 3 verifica-se que 57,1% das associações possuem galpão cedido pelas prefeituras. Em relação ao veículo utilizado para a coleta seletiva, apenas uma organização possui veículo próprio. Em destaque, a ACRE (Acari) que não possui estrutura apropriada, pois a associação foi formalizada há pouco tempo com apoio da Secretaria Municipal de Assistência Social e os catadores ainda trabalham no lixão. Importante observar que, apenas duas associações possuem galpão de triagem próprio, que são as organizações de Caicó (ASCAMARCA) e Parelhas (ASCAMARPA), as quais obtiveram este investimento junto ao Programa Governo Cidadão com financiamento do Banco Mundial através do Governo do Estado do RN.

3.3.5. Volume de resíduos comercializados

A quantidade de resíduos sólidos recicláveis comercializados pelas associações no ano de 2020 totalizou 223 toneladas, com média de 18 toneladas por mês. Destaca-se a quantidade de papel que foi coletado (42,7%) e plásticos (26,0%), como pode ser observado na Figura 4.

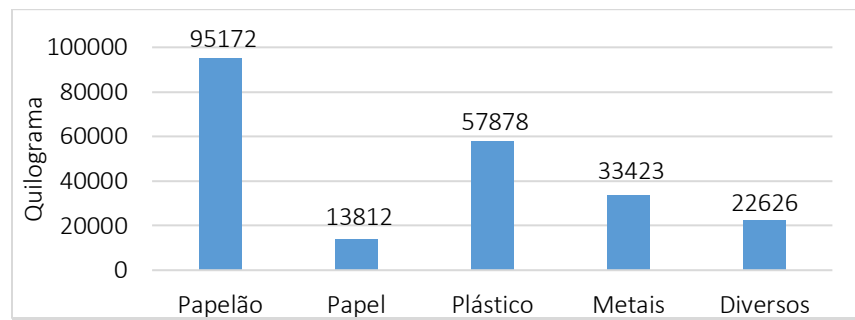


Figura 4: Volume de resíduos comercializados no ano de 2020.

Considerando que o total de material se refere as 7 associações se verifica um valor muito baixo quando comparado aos dados do Atlas Brasileiro da Reciclagem (ANCAT, 2022), que informa uma quantidade de material processado por associação de catadores variando 0,162 a 370 toneladas por mês.

O volume dos resíduos comercializados possui relação direta com a sensibilização e a educação ambiental da população, que são instrumentos imprescindíveis nesse processo para a eficiência e o alcance de resultados satisfatórios na coleta seletiva, o que não é realidade na região onde as organizações estudadas desenvolvem a coleta seletiva, como citado anteriormente. A quantidade coletada no ano de 2020 representa um per capita de 1,31 kg/habitante/ano de material recuperado na região, resultado muito inferior à média nacional que é de 15,3 kg/habitante/ano (SNIS, 2021), embora se saiba que a coleta realizada por essas associações tem abrangência diversa nos vários municípios e assim uma população atendida, de fato, desconhecida.

De um modo geral os resultados evidenciam que a gestão de uma associação não é tarefa simples, e envolve múltiplos aspectos desde a esfera política, administrativa, financeira, sensibilização, engajamento, saúde, segurança no trabalho, operação logística, prestação de serviços e comercialização (Besen, 2016). Frarão e Martiello (2022) mencionam que a forma de organização das associações interfere no contato e nos conflitos com os gestores públicos, na relação entre as associações, na geração de renda, na formalização de convênios e conquista de parcerias e na qualidade de vida dos associados com inserção socioambiental.

4. Conclusão

Esse estudo mostrou que as associações incluídas nesse diagnóstico recebem apoio incipiente do poder público, tendo produção de materiais comercializados consideravelmente baixa, necessitando de capacitação técnica para melhoria do processo produtivo envolvido. Os catadores que integram essas organizações têm pouca escolaridade e são extremamente vulneráveis nos aspectos sociais, se tornando extremamente necessário um diagnóstico sobre a perspectiva de desenvolvimento da rede como estratégia de fortalecimento e sustentabilidade.

Verifica-se que as associações necessitam de investimentos, assessoria técnica, capacitação e qualificação dos catadores, com fortalecimento da atuação em rede, e maior participação da gestão pública municipal promovendo campanhas permanente de educação ambiental visando ampliação da coleta seletiva e melhoria na comercialização, pois o mercado da reciclagem se encontra cada vez mais exigente e competitivo.

A organização em rede promove maior interação entre as associações e associados, facilitando a negociação direta com as empresas que compram material, evitando o atravessador e aumentando o valor agregado ao material. É fundamental que as associações se capacitem para desempenhar seu papel de forma autônoma buscando o desenvolvimento da Rede Recicla Seridó, que visa favorecer coletivamente para a superação dos desafios apresentados, principalmente com relação à comercialização e melhoria de renda dos catadores.

Referências

- ABRELPE-Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2022. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022. <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/> (acesso 15/02/2023).
- ANCAT-Associação Nacional de Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis, 2021. Anuário da reciclagem 2021. https://www.mncr.org.br/biblioteca/publicacoes/relatorios-e-pesquisas/61cc5e10cd0e3c4593f77725_anuario-da-reciclagem-2021.pdf (acesso 27/03/2023).
- ANCAT-Associação Nacional de Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis, 2022. Atlas brasileiro da reciclagem. <https://atlasbrasileirodareciclagem.ancat.org.br/> (acesso 27/03/2023)
- Besen, G. R., 2016. Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores: indicadores e índices de sustentabilidade. Fundação Nacional de Saúde, São Paulo.
- Bermudez, J. F.; Montoya, A. M.R.; Saldarriaga, J. F., 2019. Assessment of the current situation of informal recyclers and recycling: case study Bogotá. Sustainability. 11, 1-18. <https://doi.org/10.3390/su11226342>.
- Brasil. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos, altera a lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1968 e dá outras providências. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm/ (acesso 06/02/2023).
- Brasil. Decreto 10.936, de 12 de janeiro de 2022a. Regulamenta a lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a política nacional de resíduos sólidos. <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578> (acesso 06/02/2023).
- Brasil. Decreto 11.043, de 13 de abril de 2022b. Aprova o plano nacional de resíduos sólidos. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/D11043.htm (acesso 06/02/2023).
- Frarão, D. & Martiello, A. M., 2022. Da forma de organização ao papel socioambiental: estudo em quatro associações de materiais recicláveis em Chapecó/SC. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental., v. 11, n. 4, p. 269-291.
- Gutberlet, J. B., Morais, G. R., L., 2020. Participatory solid waste governance and the role of social and solidarity economy: Experiences from São Paulo, Brazil. Detritus. 13, 167-180. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.14024>.
- IPEA-Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2017. Texto para discussão. http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7413/1/td_2268.PDF/ (acesso 17/02/2023).
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Estatísticas. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=resultados/> (acesso 12/03/2023).
- Leite, C. M. A., Cirne, L. E. M. R., Santos, A. L. V., Ribeiro, M. M., Souza, P. M., 2021. Coleta seletiva em tempos de Sars-cov-2: procedimentos de segurança operacional dos catadores da COTRAMARE. In: IX Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Livro de Actas.
- Pisano V., Demajorovic J., Besen G. R., 2022. Política nacional de resíduos sólidos do Brasil: perspectivas das redes de cooperativas de catadores. Ambiente & Sociedade. 25, 1-21. <http://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210151r1TD>.
- Santos, J.G. (2012). A logística reversa como ferramenta para a sustentabilidade: um estudo sobre a importância das cooperativas de reciclagem na gestão dos resíduos sólidos urbanos. REUNA, v. 17, n.2, p. 81-96, 2012. <http://revistas.una.br/index.php/reuna/article/view/422/486> (Acesso 20/03/2023).
- SNIS-Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2021. Diagnóstico temático manejo de resíduos sólidos urbanos. https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_RS_SNIS_2021.pdf/ (acesso 25/03/2023).

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: PERSPECTIVA DO STAKEHOLDER USUÁRIOS

Gonçalves Fernandes da Costa, Samara^{1*}; Lopes Viana Silva, Davi¹, Diniz Macedo, Alanna¹, Coutinho Nóbrega, Claudia¹

¹Universidade Federal da Paraíba, Brasil

* claudia.nobrega@academico.ufpb.br

Resumo

O objetivo desse estudo foi realizar uma análise da percepção dos usuários quanto ao serviço de gerenciamento dos resíduos urbanos (GRU), realizado na cidade de João Pessoa- Brasil. A metodologia consistiu na aplicação de questionários com usuários do serviço e análises estatísticas. Foi possível observar que, dos entrevistados, a maior parte tem acesso a coleta de resíduos em sua rua e a consideram de boa qualidade. Porém, 46% dos entrevistados não souberam informar o destino final dado ao resíduo. Quanto a existência de coleta seletiva, 54,5% afirmaram que não são atendidos e 24,2% não souberam informar se a mesma existe. A maior dificuldade apresentada para não participar da coleta seletiva foi a falta de incentivo público e treinamento. Apesar disso, 53,5% da população entrevistada realiza a separação dos recicláveis, sendo as instituições de ensino a principal fonte das orientações quanto a prática. Conclui-se que o estudo contribuiu para discussões e debates sobre a importância do conhecimento e a opinião dos moradores quanto as práticas do GRU, permitindo fornecer informações para que o poder público possa traçar estratégias para melhorar a funcionalidade e sustentabilidade do setor.

Palavras chave: Gerenciamento de Resíduos; Coleta Seletiva; Percepção Social; Sustentabilidade.

1. Introdução

A busca sustentável e eficiente do gerenciamento de resíduos urbanos (GRU) tem sido um desafio aos gestores públicos e segundo Aderoju et. al (2023) requer atenção urgente.

De acordo com o relatório "What a Waste 2.0: a Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050", publicado pelo Banco Mundial em 2018, a geração de resíduos, em todo o mundo, atingiu 2,01 bilhões de toneladas anualmente, com um terço não sendo gerenciado de forma ambientalmente adequada. O relatório estima, ainda, que até 2050, a geração chegará a 3,40 bilhões de toneladas (Kaza et. Al, 2018).

Desde a origem até a disposição final, as rotas tecnológicas dos resíduos municipais apresentam lacunas de eficiência. Os países em desenvolvimento, por exemplo, não conseguem lidar com o crescimento da geração de RSU e os aterros sanitários continuam sendo o método dominante de descarte (Aderoju et. al, 2023), sendo destinado a reciclagem apenas uma pequena fração do material coletado.

Diante deste cenário, a população usuária ganha destaque por representarem atores-chave no processo de mudança para um gerenciamento mais sustentável, visto que estão presentes diariamente produzindo e realizando o descarte dos resíduos gerados dando início ao trajeto (rota tecnológica) que o resíduo fará até seu destino final. Porém, nem sempre o usuário possui informações e nem uma consciência ambiental sobre a importância e nem como realizar a prática de descarte corretamente, podendo influenciar negativamente

no sucesso do gerenciamento do serviço e inviabilizando que mais materiais sejam reciclados e/ou enviados a destinações adequadas. Um exemplo disso é que de acordo com a Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis (ANCAT, 2019), quanto ao nível de consciência da população brasileira sobre o tratamento de resíduos e a forma como os consumidores podem colaborar com sua gestão correta, realizada em 2018, mostram que apesar de 98% considerarem a reciclagem importante, 66% sabem pouco ou nada sobre coleta seletiva, o que demonstra uma ausência de informação que contribui negativamente para a eficiência desse tipo de prestação de serviço e piora da qualidade ambiental e socioeconômica da atividade.

O município de Joao Pessoa, nordeste do Brasil, possui Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), desde o ano de 2014, em que destaca como objetivo atender os preceitos legais da Política Nacional de Resíduos Sólidos, priorizando a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento de resíduos - com inclusão social e geração de renda - a preservação dos recursos naturais e a disposição final ambientalmente adequada além de ter a participação da sociedade em sua elaboração como pilar importante para o direcionamento das ações propostas (João Pessoa, 2014). Entretanto, passados alguns anos, o município ainda apresenta baixos índices de recuperação dos resíduos e de adesão da população ao programa de reciclagem existe. Também, percebe-se o baixo grau de instrução com relação a importância do GRU e sobre como participar do programa de coleta seletiva, por exemplo.

Assim, estudos sobre a perspectiva do usuário quando a percepção dele em relação ao GRU pode colaborar para identificar aspectos positivos e negativos no serviço e auxiliar os gestores na concentração de esforços (econômicos, humanos, planejamento, etc) para a otimização e eficiência do serviço prestado.

Visando corroborar com a temática, a proposta do presente trabalho consiste em contribuir com informações que possam orientar políticas públicas, a partir da percepção do cidadão que utiliza o serviço no município de João Pessoa.

2. Metodología

A cidade de João Pessoa é a capital do estado da Paraíba, nordeste do Brasil, e está localizada na costa atlântica da região nordeste (JOÃO PESSOA, 2014). Possui uma área de 211 km² e sessenta e quatro bairros (64). No que se refere ao modelo de GRU adotado em João Pessoa, a Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR) é a responsável pela gestão dos serviços que engloba as etapas de coleta, transporte e disposição final para o aterro sanitário.

Segundo Pimentel et al. (2020), o município possui duas rotas tecnológicas para os resíduos. A convencional que após a coleta e transporte dos resíduos mistos, nas residências e centros comerciais, segue para o aterro sanitário; e outra seletiva que através de associações de catadores, os materiais recicláveis tem como destino as indústrias recicladoras.

Para a realização do estudo foi desenvolvido um questionário online semiestruturado, com perguntas abertas e fechadas, que foi aplicado a população usuário do serviço de GRU de João Pessoa. O questionário foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Hospital Universitário Lauro Wanderley (CEP/HULW), da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), CAAE: 53903921.2.0000.5188, conforme estabelecido na Portaria nº 196/1996 do Conselho Nacional de Saúde (CNS) e do Ministério da Saúde (MS), que requer a aprovação no conselho de ética para pesquisas que tratam de temas que pesquisem e/ou trabalhem diretamente com seres humanos.

No ano de 2018, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2020), a população de João Pessoa era de 800.323 habitantes. Para o cálculo amostral, utilizou-se metodologia de Cochran (1977) descrita na Equação (1):

$$n = \frac{\sigma^2 x p x q}{e^2} \quad (1)$$

onde:

n = Tamanho da amostra.

σ^2 = Nível de confiança escolhido, expresso em número de desvios-padrão.

p = Percentagem com a qual o fenômeno se verifica.

q = Percentagem complementar (100-p).

e^2 = Erro máximo permitido.

A quantificação do tamanho da amostra para aplicação dos questionários considerou os seguintes valores:

σ : Nível de confiança escolhido de 95%. De acordo com a tabela da distribuição normal, para 95%, $\sigma = 1,96$.

p : 0,5 (valor conservador considerando a maior variabilidade da população).

e : Será considerado um erro amostral de 5%.

Assim, o número mínimo de amostras resultantes foi 384 questionários. A Tabela 1 apresenta as perguntas aos entrevistados.

Tabla 1. Questionário

Pergunta	Repostas	Pergunta	Repostas	Pergunta	Repostas
Qual bairro mora?		Qual é a renda mensal total da sua família?	> 1 SM 1 > e <= 3 SM 3 < e <= 10 SM 10 < e <= 20 SM < 20 SM	Quantidade de dias da semana em que é realizada a coleta seletiva?	() nenhuma () >= 2 dias () 2 < e >= 4 dias () superior a 4 dias () Não sabe informar
Qual a sua profissão?		É realizada a coleta regular de resíduos sólidos na sua rua?	() Sim () Não () Não sei informar	Qual a qualidade do serviço prestado na coleta seletiva?	() Ótima () Boa () Regular () Ruim () Péssima () Não sei
Qual a sua faixa etária (idade)?	() menor de 18 anos () 18 a 27 anos () 28 a 36 anos () 37 a 45 anos () 46 a 54 anos () 55 a 63 anos () mais de 63 anos	O Sr.(a) conhece o destino dado ao resíduo coletado pela EMLUR (para onde ele vai)? Se sim, qual o destino dado ao resíduo coletado pela EMLUR (para onde ele vai):	() Sim () Não	Qual a qualidade dos profissionais (catadores de materiais recicláveis) que trabalham na coleta seletiva?	() Ótima () Boa () Regular () Ruim () Péssima () Não sei
Tipo de moradia?	() Casa () Apartamento	Qual a qualidade do serviço prestado na coleta regular (EMLUR)?	() Ótima () Boa () Regular () Ruim () Péssima () Não sei	O Sr.(a) reutiliza parte do resíduo reciclável gerado em sua residência? Se sim, o Sr.(a) reutiliza parte do resíduo reciclável gerado, tais como:	
Qual a área da sua residência?	() < 50 m ² () 51-90 m ² () 91-120 m ² () > 120 m ² () Outra	É realizada a coleta seletiva de resíduos recicláveis na sua rua?	() Sim () Não () Não sei informar	O Sr.(a) conhece o destino dado ao resíduo reciclável coletado seletivamente (para onde ele vai):	() Sim () Não
Quantas pessoas moram no imóvel?	() 1 () 2 a 5 () mais de 5	O Sr.(a) separa os resíduos recicláveis em sua casa? No caso afirmativo, o Sr.(a) separa os resíduos recicláveis em quantas partes?	() Sim () Não	Em casos de não participar da coleta seletiva, qual a principal dificuldade para não realizá-la em sua residência?	
Qual a sua escolaridade?	() Analfabeto () Alfabetizado () Fundamental incompleto () Fundamental completo () Médio incompleto () Médio completo () Superior incompleto () Superior completo	O Sr.(a) teve orientação para realizar a coleta seletiva? No caso afirmativo, quem foi o responsável pelas orientações? Como as informações foram passadas?	() Sim () Não () Não separo	O Sr.(a) poderia aderir à coleta seletiva caso houvesse um incentivo como:	

3. Resultados e Discussões

Os dados obtidos através da aplicação dos questionários resultaram em 396 respostas. Com relação as características socioeconômicas da população (Figura 1), obteve-se que a maior parte dos entrevistados eram de jovens entre 18 a 27 anos (37,2%).

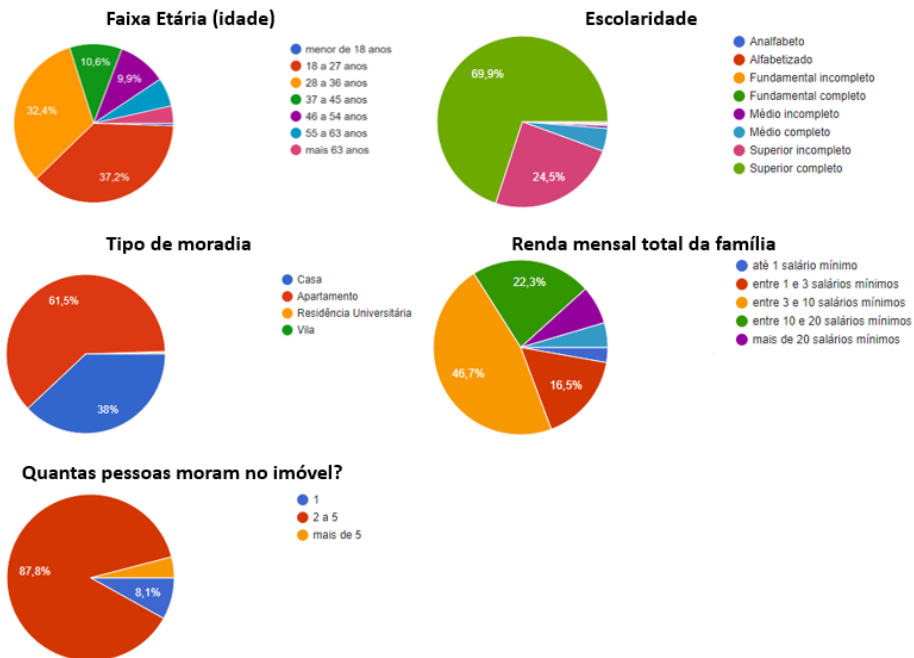


Figura 1. Respostas dos questionários referentes as questões socioeconômicas no município de João Pessoa.

A maioria dos usuários participantes da pesquisa declararam possuir ensino superior (69,9%), sendo possível destacar a diversidade de profissionais envolvidos: estudantes, engenheiros, arquitetos, aposentados, professores, donas de casa, analistas, etc.

Sobre o tipo de moradia é importante destacar que a maioria dos entrevistados moram em apartamentos (61,5%) com 2 a 5 pessoas (87,8%). Os bairros identificados englobaram a maioria dos existentes no município de João Pessoa, sendo os mais representativos: 13 de maio, Bancários, Água Fria, Mangabeira e Altiplano.

Com relação ao GRU (Figura 2), a coleta regular dos resíduos urbanos contempla a maioria dos entrevistados (92,9%), esse valor condiz com as informações obtidas do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) que indica uma cobertura de coleta de 96% (BRASIL, 2023). Com relação a qualidade do serviço 57,6% afirmaram considerar bom e quando questionados sobre o destino dado a resíduo é importante destacar que 46% não souberem responder. Dado que preocupa tendo em vista que essa tipologia é encaminhada a aterro sanitário desde o ano de 2003, em substituição ao antigo Lixão do Roger, mas que possui tempo de vida útil o que significa dizer que são necessárias práticas que desviem os resíduos destinados a essa rota para tratamentos de valorização (por exemplo, compostagem, reciclagem, etc).

Em relação a coleta seletiva, apenas 24,2 % dos entrevistados possuem esse tipo de atendimento. Um destaque negativo e cabe ressaltar que apenas 20,12% dos bairros de João Pessoa possuem alguma iniciativa de atendimento pelas associações de catadores existentes. Quando questionados sobre a separação dos resíduos em suas residências, a maioria separa em duas frações: seco e úmido (55,5%) e 53,5% da amostra afirmou realizar essa triagem a partir de informações obtidas, principalmente, de ações

de educação ambiental em palestras, aulas, cursos através de escolas, EMLUR, universidade, meios de comunicação (tv).

Dos que realizam a separação, foi possível observar que 68% dos usuários afirmaram que reutilizam alguns resíduos na própria residência como é o caso de sacolas e garrafas plásticas, vidros de conservação de alimentos, resíduos orgânicos para adubação de quintais, entre outros.

Sobre a principal dificuldade para não realizar a triagem dos resíduos em suas residências, 42,5% afirmaram não ter incentivo enquanto 24,9% não fazem por falta de informações. Foram relatadas ainda a falta de tempo, ser trabalhoso e ausência de incentivo financeiro.

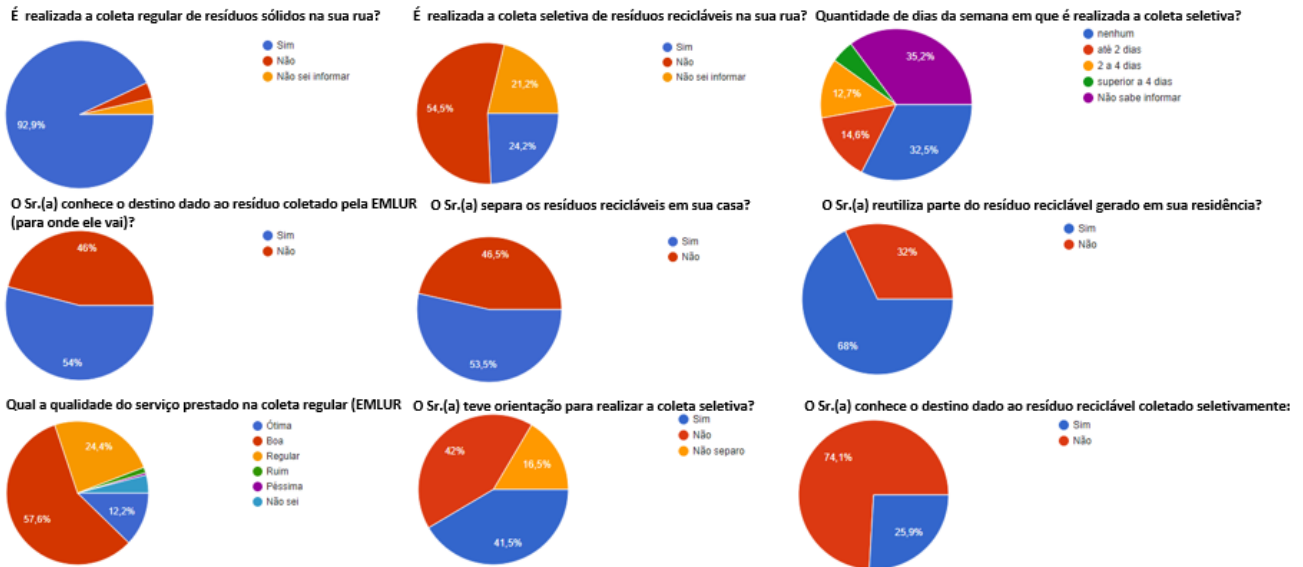


Figura 2. Respostas dos questionários referentes ao gerenciamento de resíduos urbanos (GRU)

Os dados analisados, embora sejam de caráter local, indicam que ainda existe falta de conhecimento da população nos serviços ofertados e assim, a participação da mesma em, por exemplo, programas de coleta seletiva fica a desejar por falta de maior divulgação/capacitação dos usuários. Isso pode comprometer o bom funcionamento do sistema.

Ações de educação ambiental são de extrema importância para capacitar a população sobre a importância do manejo adequado contribuindo para um GRU mais eficiente. Além de reduzir significativamente a poluição do solo, da água e do ar, tanto devido a redução da produção dos materiais quanto à diminuição do descarte inadequado dos resíduos; o custo com o sistema de GRU e de produção de novos produtos; gerar trabalho e renda para milhares de pessoas, seja pela venda do material reciclado, seja em razão da força de trabalho mobilizada para a coleta, transporte e triagem do material.

4. Conclusões

A participação social na construção e no GRU é crucial para a eficiência do sistema, sendo importante analisar a perspectiva dos usuários quanto ao serviço de forma a entender o que precisa ser melhorado ou até mesmo identificar lacunas ainda não percebidas pelos gestores.

Uma população mais preparada e que faz o descarte adequado dos resíduos contribui para que mais resíduos recicláveis sejam recuperados, diminuindo as perdas de recursos naturais e, conseqüentemente, os gastos do poder público com a coleta, transporte e aterramento do resíduo além de gerar renda para

trabalhadores do programa de coleta seletiva. Para que isso aconteça a população usuária precisa ser melhor capacidade e informada sobre a importância do GRU adequado e de como realizar a prática da separação e descarte adequado através de ações de educação ambiental.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (nº 88882.440985/2019-01). Os autores também agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto “Sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos integrados a bioeconomia na cidade de João Pessoa/Paraíba – Brasil” - Chamada CNPq/MCTI/FNDCT Nº 18/2021 - Faixa A - Grupos Emergentes e nº 405112/2021-1. Finalmente, também queremos agradecer a todos os participantes anônimos envolvidos e que permitiram esta pesquisa.

Referências

- Revista: Aderoju, O.M, Oke, A.B., Dias, G.A. 2023. A comparative analysis of city-based MSW for power generation Environment, Development and Sustainability volume 25, pages2936–2954. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02113-z>
- Web: ANCAT, Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis. Anuário da Reciclagem 2017-2018. 2019. <https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/2-Anu%C3%A1rio-da-Reciclagem.pdf> (acesso 16 março 2023)
- Web: BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília: SNS/MDR, 2023. <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/> (acesso 16 março 2023).
- Livro: COCHRAN, W. G. Sampling techniques (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons, 1977.
- Revista: Pimentel, C. H. L.; et al. 2020. A gestão das rotas tecnológicas de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos no município de João Pessoa/PB. Braz. J. of Develop., Curitiba, v. 6, n. 2, p. 7063-7088. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n2-126>
- Web: IBGE, 2020. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/10586-pesquisa-de-informacoes-basicas-municipais> (acesso 16 março 2023)
- JOÃO PESSOA. Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa: Volume I e II. http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/em_lur/plano-municipal-de-residuos-solidos/ (acesso 16 março 2023)
- KAZA, S., YAO, L., BHADA-TATA, P., WOERDEN, F.V.. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050- Urban Development Series. World Bank Group, 2018.

SESIÓN S6-3

SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS II



SESIÓN S6-3

SISTEMAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS II



ADAPTACIÓN DE WASTE WISE CITIES AL ESCENARIO MEXICANO: LECCIONES Y RETOS

Martínez-Salvador, Carolina^{1*}; Tapia-Fuentes, Jocelyn², Vázquez-Morillas, Alethia²; Cruz-Salas, Arely Areanely²; Hermoso-López-Araiza, Jessica Paola³

¹Laboratorio Transdisciplinario para la Sustentabilidad (LaTSu), ECOSUR Villahermosa, México

²Laboratorio de Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, México

³Multiversidad Mundo Real Edgar Morin, Hermosillo, México

*correo autor correspondencia: carolina.martinez@posgrado.ecosur.mx

Resumen

Waste Wise Cities (WaCT) es una herramienta desarrollada por UN Habitat para facilitar el análisis del manejo de residuos sólidos urbanos (RSU) en un contexto urbano. WaCT se escaló a nivel nacional en México para: 1) evaluar el estado actual de las instalaciones de disposición final (IDF); 2) estimar las fugas de plásticos en la cadena de gestión de RSU y 3) estimar los RSU no recolectados (RSU-NR) que podrían ser fugas ambientales. Se adaptó la herramienta para modelar 32 entidades y los resultados se consolidaron para esbozar el panorama nacional. Lo anterior se realizó para tres escenarios, cada uno con diferentes valores de residuos no domiciliarios (RSU-ND). Los resultados mostraron que: 1) la gran mayoría de las IDF no cumplen con los criterios mínimos de control sugeridos por UN Habitat; 2) la modelación preliminar de fugas de plásticos sugiere que estas ocurren durante la recolección y la disposición final, y que ésta podría representar hasta un 15 % del total de RSU generados a nivel nacional; 3) los RSU-NR son una función directa de la generación y 4) en todas las entidades se presentan valores de RSU-NR. Para la totalidad de los casos, la falta de registros in situ, de fiscalización y de capacitación de los recursos humanos hacen difícil evaluar integralmente la cantidad de RSU que son generados, que no se recolectan y que son enviados a IDF. Así, las estimaciones de fugas de plásticos, y de todo tipo de RSU al ambiente, siguen siendo una tarea pendiente en México.

Palabras clave: modelado; manejo de residuos; fuga; plásticos; México.

1. Introducción

El manejo de residuos sólidos urbanos (RSU) es un reto vigente y presente en todos los países y de particular complejidad en aquellos en vías de desarrollo, como México. Adicionalmente, la naturaleza de la gestión de las fuentes de residuos en tierra tiene una vinculación directa con la presencia de contaminación, sobre todo plástica, en zonas costeras (United Nations Environment Programme (UNEP) y McGlade, 2021), tema que ha ganado interés en las agendas internacionales (UNEP, 2022). La contaminación plástica en los ecosistemas marinos es uno de los grandes retos de esta generación (UNEP, 2016; UNEP y McGlade, 2021).

En ese sentido, entre abril y diciembre de 2022 se condujo un complejo ejercicio diagnóstico multinivel y multisectorial en México, bajo el auspicio del Programa Nacional de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y en coordinación con la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), cuyo objetivo fue la elaboración de un inventario y un plan nacional de acción para combatir la contaminación plástica. El plan nacional estará informado por los resultados del ejercicio técnico del inventario.

Entre las múltiples herramientas utilizadas para evaluar los flujos de residuos, e identificar las etapas de la gestión y las zonas geográficas de mayor interés y problemática (puntos críticos) en materia de contaminación plástica, se adaptó y aplicó Waste Wise Cities (WaCT), una herramienta diseñada por UN Habitat (David Newby Associates y UN Habitat, 2021; UN Habitat et al., 2021), que permite modelar el flujo de RSU a través de las etapas de gestión tradicionales, desde la generación hasta la disposición final, y estimar tres indicadores fundamentales propios de la evaluación de los objetivos del desarrollo sustentable (ODS) de la agenda 2030.

WaCT permite considerar los residuos sólidos urbanos domiciliarios (RSU-D) y fijar un porcentaje de estimación para los RSU no domiciliarios (RSU-ND). Adicionalmente, permite visualizar y estimar el porcentaje de RSU que no se recolectan (RSU-NR), y que, por tanto, son susceptibles de fugarse al ambiente.

2. Metodología

La modelación de los RSU utilizando la herramienta WaCT ocurrió en el marco del Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica (INFCP) (Vázquez-Morillas et al., 2022), como se ilustra en la figura 1. Los números entre paréntesis hacen la referencia a las etapas de trabajo para la aplicación de la metodología WaCT y se hace referencia a ellas a lo largo del texto.

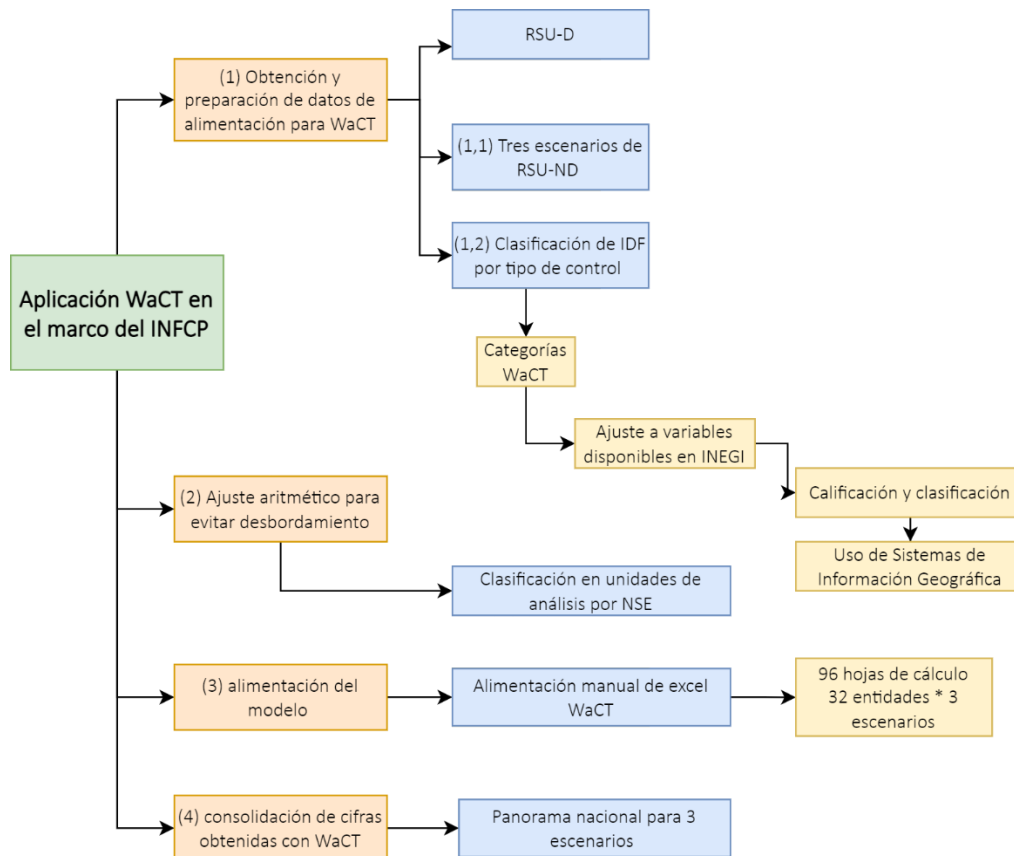


Figura 1. Metodología para adaptación de WaCT a escenario nacional mexicano

Dada la escala de diseño de la herramienta WaCT, fue necesario modelar la situación de cada entidad por separado y después integrar todos los resultados obtenidos. Lo anterior se hizo de la siguiente forma:

Para la obtención de datos fuente (1), cabe señalar que la herramienta WaCT tiene exigencias muy especiales de información. Su diseño se basa en una campaña muestral que busca caracterizar la gestión de residuos a nivel urbano. No obstante, en el marco del INFCP, no se realizó trabajo de campo. La herramienta se adecuó a la información disponible, agregada a nivel nacional, y proveniente de fuentes públicas, abiertas y oficiales, como las proporcionadas por los censos estadísticos a nivel municipal del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), o los reportes sobre residuos de la SEMARNAT (INEGI, 2020; SEMARNAT, 2020). La información se obtuvo para las cuatro etapas más importantes de la gestión de los RSU: a) generación y composición de RSU-D; b) generación de RSU-ND; c) recuperación de residuos; d) disposición final.

Adicionalmente, se plantearon, conceptualizaron y evaluaron tres escenarios posibles de generación de RSU-ND (1,1). Lo anterior, toda vez que la herramienta sugiere como generación de RSU-ND el 40 % de los RSU-D, pero, dada la heterogeneidad de las actividades en el país, y el impacto que diversos sectores tienen en diferentes áreas geográficas (SEMARNAT, 2020) se consideró también importante evaluar esas particularidades. Así, además de correr la herramienta para 32 entidades federativas, se hizo para tres escenarios propuestos, cambiando únicamente la variable RSU-ND. Los tres escenarios son:

- Valor default de WaCT, donde los RSU-ND se calculan como el 40 % de los RSU-D
- Estimaciones con valores diversos de fuentes secundarias, con base en los sectores reconocidos directamente en la herramienta: RSU de escuelas, hospitales, restaurantes, mercados, centros comerciales, áreas públicas y sector turístico
- Aplicación del porcentaje de RSU-ND estimados por la SEMARNAT (2020) para distintas regiones del país que, en general, oscilan entre el 14 % y el 37 %, con una clara tendencia de ser mayores en el centro y norte del país, y menores en el sureste

Dentro de esta etapa, la información disponible sobre las instalaciones de disposición final (IDF) fue analizada para evaluar el grado de control de dichas instalaciones (1,2). La herramienta WaCT (UN Habitat et al., 2021) propone un árbol de decisión secuencial para catalogar a las IDF en cinco niveles de control (Tabla 1), con base en características puntuales que dichas instalaciones poseen o no, y que van desde criterios de seguridad hasta monitoreo ambiental.

Tabla 1. Escala de clasificación de las IDF

Nivel de control	Puntaje
Completo	De 18 a 20 puntos
Mejorado	De 15 a 17 puntos
Básico	De 14 a 16 puntos
Limitado	De 12 a 14 puntos
Sin control	Menos de 12 puntos

La metodología WaCT evalúa siete categorías de control. Esta metodología fue adaptada a la información disponible (INEGI, 2020). Las categorías se construyeron como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2. Adaptación de información disponible a metodología WaCT

Categoría de control en WaCT	Variables del INEGI	Puntaje asignado por categoría
Seguridad	Cerca perimetral Caseta de vigilancia	2
Control de agua y lixiviados	Captación y extracción de lixiviados Drenaje pluvial Franja de amortiguamiento Sistema de impermeabilización	4

Manejo de residuos, compactación y cobertura	Celdas de confinamiento Compactación y cubrimiento Frecuencia de cubrimiento	3
Manejo de incendios	Ocurrencia de incendios	1
Manejo de gases en IDF	Control de gases	1
Monitoreo ambiental	Dispositivos de seguridad y planes de contingencia Monitoreo de biogases Monitoreo de lixiviados Monitoreo de calidad de agua en acuíferos Monitoreo de polvos ambientales Instalaciones sanitarias para el personal	6
Planeación del sitio	Operación con base en normas de certificación nacional	1

Para el momento de la aplicación de la metodología, se tenían registrados por el INEGI 2.215 IDF. En la mayoría de los casos, se contó con información que permitió clasificar a todos los IDF en las siete categorías sugeridas por UN Habitat, con las adaptaciones descritas en la Tabla 2.

Adicional a las IDF, se consideraron instalaciones de recuperación y valorización de residuos (IRVR). En México, las IRVR se divide en tres categorías: Centros de Acopio (CA), Estaciones de Transferencia (ET) y Plantas de Tratamiento (PT) (separación, trituración, compactación, composteo y digestión anaerobia). Para alimentar la herramienta WaCT en términos de las IRVR, se tomaron las siguientes simplificaciones:

- El valor default de WaCT es de 10 %, lo que significa que el 10 % del total de los RSU (D+ND) que entran a las instalaciones de recuperación no son valorizados y son enviados a IDF
- No fue posible establecer el nivel de control para cada IRVR debido a la falta de información, por lo que se asumió que, en el caso de los CA, el nivel de control sería básico, mientras que, para las ET y PT habría un nivel de control avanzado. Lo anterior considerando que, mientras la mayoría de los CA son operados por el sector privado (donde la informalidad es más probable), las ET y PT son operadas por gobiernos municipales.
- Se consideró que la capacidad de cada instalación era igual a la cantidad diaria de RSU (D+ND) que llegaban a las instalaciones debido a que se desconoce la capacidad total de cada planta. Sin embargo, este dato podría estar sobre o subestimado

Posteriormente, los datos obtenidos y necesarios para alimentar WaCT se ajustaron aritméticamente para evitar el desbordamiento de la herramienta (2). Se asumió que cada entidad estaba homogéneamente dividida en tres niveles socioeconómicos (NSE): alto, medio y bajo) (Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión Pública (AMAI), 2020). La población conocida de cada NSE en cada entidad se dividió en unidades iguales que permitieran distribuir a toda la población de un estado en el Excel de WaCT.

Por ejemplo, entidades con poblaciones pequeñas, fueron divididas en una unidad de NSE alto, cuatro unidades de NSE medio y cuatro de NSE bajo, como Aguascalientes, mientras que entidades con mayor población requirieron de hasta tres unidades de NSE alto, 14 medio y 12 bajo, como la Ciudad de México. El perfil de NSE nacional promedio es de un país de clase media, de acuerdo con los criterios de WaCT.

El ajuste aritmético permitió alimentar manualmente las 96 hojas de cálculo (3), correspondientes a las 32 entidades y a los tres escenarios definidos. Posteriormente, y una vez que los modelos WaCT se completaron, y se obtuvieron resultados por entidad, estos se consolidaron para reflejar el panorama nacional (4).

3. Resultados

A continuación, presentaremos los resultados cualitativos y cuantitativos obtenidos derivados de la aplicación de la herramienta WaCT, para las temáticas centrales de la herramienta: la generación de RSU-D

y RSUND, la recolección y, finalmente, en un solo apartado, el tema de recuperación para valorización y disposición final.

3.1. Generación de RSU-D y RSU-ND

La herramienta estima la generación per cápita como una función de la población y la sumatoria de los RSU-D y RSU-ND, por lo que ésta depende de cómo se estimen los RSU-ND. En general, los valores promedio per cápita se subestimaron en todas las entidades cuando se usaron los porcentajes regionales y se acercaron más a los valores oficialmente estimados cuando se usó el proxy de WaCT, aunque siempre se mantuvieron por debajo. No obstante, el valor promedio a nivel nacional calculado con la herramienta en 2022 y el estimado por SEMARNAT (2020) son similares (0,94 kg/habitante/día).

Este valor es altamente dependiente del NSE y de la región, como se observa, por ejemplo, en la Ciudad de México. Para 2021, entre alcaldías con altos y bajos ingresos se presentaron hasta 1,5 kg diarios de diferencia en la generación (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), 2022).

A nivel nacional, la estimación más alta de RSU (D + ND) fue de 118 mil toneladas al día, lo que representa una subestimación de 1,7 % en relación a cifras oficiales (SEMARNAT, 2020).

En términos de generación de RSU (D+ND) las entidades que lideran la generación son aquellas con mayor población, y los primeros tres lugares son ocupados por el Estado de México, la Ciudad de México y Veracruz.

3.2. Recolección

Una de las mayores limitantes del ejercicio fue la confiabilidad de los datos. Existen brechas significativas entre los datos consolidados a nivel nacional de generación y recolección. En promedio, se ha estimado que en México existe una cobertura de recolección cercana al 84 % (SEMARNAT 2020), aunque las cifras consolidadas a nivel nacional arrojaron un valor de cerca de 22 mil toneladas diarias de RSU-NR, lo que representa cerca del 18 % de RSU-NR, e implica una cobertura de recolección no mayor a 82 %.

Los RSU-NR constituyen fugas de RSU al ambiente, incluyendo su fracción plástica. En este sentido, se excluyeron del análisis las dos entidades con mayor generación, puesto que las cifras arrojaron valores negativos. Uno de los resultados de interés es que las tres entidades con mayor cantidad de RSU-NR (Veracruz, Oaxaca y Chiapas), que concentran el 40 % de los RSU-NR estimados, son entidades costeras. Este hecho resulta importante porque el ejercicio del INFCP se inserta en una dinámica más amplia e internacional orientada a prevenir la contaminación en el ambiente marino. La fallas en la gestión de los RSU siempre impactarán a los ecosistemas marinos, pues la mayoría de los RSU presentes en estos provienen de fuentes tierra adentro (UNEP y McGlade, 2021) y son una función directa del cómo se gestionan los RSU en dichas comunidades.

Derivado de este análisis, se obtiene la primera aproximación a las fugas al ambiente en materia de plásticos. La metodología WaCT considera que las fugas de materiales hacia el ambiente existirán en dos casos: con los RSU-NR y con los RSU-R que, aunque entran a la cadena formal de gestión, terminan en IDF que no cuentan con controles mínimos indispensables para prevenir que, aún depositados en ellos, se fuguen hacia el ambiente. Se estimó que, tan sólo en la sección de RSU-NR, se podrían estar fugando al ambiente cerca de 3 mil toneladas diarias de residuos plásticos.

La estimación no incluyó las posibles fugas desde IDF hacia el ambiente, esencialmente por falta de información de composición de residuos en disposición final. Adicionalmente, los mecanismos de fuga, como los efectos de las corrientes de vientos, inundaciones, lluvias, intemperismo, frecuencia de cobertura de celdas de compactación y demás elementos, no fueron parte de la evaluación de WaCT.

3.2. Recuperación de materiales y disposición final

Aunque la herramienta WaCT permite hacer una evaluación integral de los sistemas de recuperación, a nivel nacional los datos son escasos. En general, la mayor información se obtuvo de fuentes no oficiales, como bases de datos de redes de recuperadores privados (Ecolana, 2023). La cobertura de instalaciones de recuperación (IRec) es extremadamente limitada. En particular, en las regiones costeras del país (17 de las 32 entidades analizadas) existen, en promedio, menos de cinco IRec registradas formalmente por cada mil habitantes.

La Ciudad de México, de acuerdo a cifras y datos oficiales, es una de las entidades con más instalaciones de recuperación, pero también una de las más críticas en temas de manejo de sus RSU, dado que la totalidad de sus RSU generados es llevada a IDF de entidades aledañas.

El tema de la disposición final pudo ser analizado con mayor profundidad, pues la disponibilidad de la información es mucho más completa. Existe una diferencia significativa entre lo que se estima recuperado como fracción de la cobertura de recolección y lo registrado y reportado por cada una de las 2.215 IDF.

Es posible decir que, diariamente y a nivel nacional, las IDF reciben más de 100 mil toneladas de RSU, de las cuales no más del 60 % se disponen en IDF con algún grado de control. Más del 90 % de las IDF, de todos los tamaños, se encuentran clasificadas como "sin control". Es decir, en términos másicos, el 60 % de los RSU colectados se disponen en IDF con control completo, mejorado o limitado; IDF de tamaños significativos a nivel nacional se encuentran clasificados en alguna de esas tres categorías.

No obstante, en términos absolutos, de las 2.215 IDF, casi el 94 % de estos se encuentran clasificados como "sin control" (Figura 2). Esto no impacta directamente en el tonelaje de RSU dispuestos, porque la inmensa mayoría de IDF (más de 1 900) reciben cantidades relativamente pequeñas de RSU, que no rebasan las 50 toneladas diarias (INEGI, 2020).

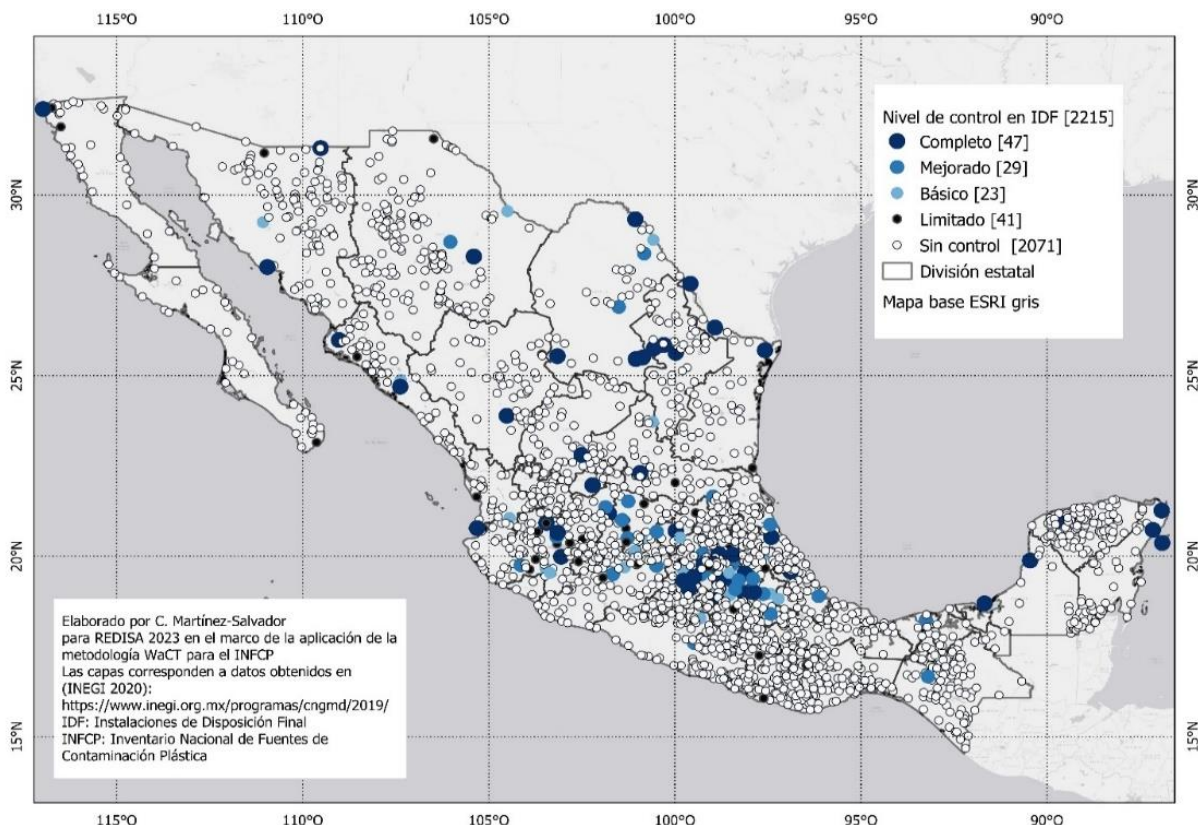


Figura 2. Instalaciones de Disposición Final y su nivel de control con base en los criterios de WaCT

En el caso de los residuos valorizados, la implementación de los tres diferentes escenarios en la herramienta WaCT no afectó la variable de RSU que son enviados a cualquiera de los tres diferentes tipos de instalaciones de recuperación.

De dichas instalaciones, los CA son los que se encuentran mayormente distribuidos a lo largo de la República Mexicana, mientras que las ET y PT se encuentran en menor proporción. Es importante señalar que la mayor parte de las IRec se encuentran concentradas en entidades federativas con mayor densidad poblacional y desarrollo industrial como la Ciudad de México y San Luis Potosí, mientras que en el resto de las entidades federativas (especialmente las costeras), se cuenta con muy pocos (o ningún) CA registrado. Lo anterior no significa que las entidades no cuenten con CA o algún otro tipo de IRec, si no que tal vez no se encuentran registrados debidamente ante las autoridades correspondientes o que se encuentren registrados bajo algún otro tipo de actividad económica.

4. Conclusiones

En el devenir del ejercicio del INFCP, la integración de sectores, actores y conocimientos interdisciplinarios permitió entender a mayor profundidad la gestión de residuos en el país, los puntos críticos que requieren de atención desde la política pública y desde los diversos sectores que intervienen en el manejo de los RSU.

Los retos en materia de información que fueron encontrados se resumen a continuación:

- Falta de registro sistemático de entradas de RSU a IDF y brechas significativas de información en el sector de recuperación y valorización de residuos, incluyendo las fracciones plásticas
- Inconsistencias en los registros, derivadas de múltiples factores que favorecen la inexactitud, como los mecanismos de mercado para pagar a concesionarios y prestadores de servicios de recolección y disposición final sobre tonelaje y la baja eficiencia de recuperación o separación
- Entes del ámbito privado suplen algunos vacíos de información sobre todo por lo que hace a la cadena de valorización, ante la falta de registros consistentes a nivel municipal
- Enormes esfuerzos de sistematización de organismos autónomos y de administración pública que deben ser ampliamente financiados y apoyados presupuestalmente y con recursos humanos suficientes

Es posible que uno de los aportes más importantes de la aplicación de WaCT sea precisamente la visualización espacial de las condiciones en las que se encontraban, a 2022, las IDF, a la luz de los criterios de control establecidos por UN Habitat y que hace eco del enorme esfuerzo registral del INEGI. La metodología WaCT y su categorización de control ofrecen un marco de referencia para clasificar, evaluar y diagnosticar áreas críticas y de oportunidad en materia de infraestructura de disposición final, sobre todo en países como México, donde sigue siendo la principal decisión de política pública para la gestión de RSU en fin de ciclo, pero tiene como principal desventaja la escala de diseño.

El reto de adaptar una herramienta diseñada bajo la lógica de urbes a nivel nacional es mayúsculo y, dadas las múltiples simplificaciones hechas, se considera que los resultados se deben tomar con mucha precaución.

No obstante, el ejercicio de análisis de las diversas etapas de la gestión, así como la sistematización de la información, permite poner sobre la mesa de discusión las brechas de conocimiento y las áreas de oportunidad que esperan por el desarrollo de conocimientos a profundidad.

Agradecimientos

Las autoras agradecemos a la SEMARNAT por el apoyo institucional y la autorización para compartir las reflexiones sobre WaCT en el marco del INFCP. Agradecemos también al PNUMA por el financiamiento para el proyecto y el acompañamiento material e institucional. Adicionalmente, agradecemos a la Universidad

Autónoma Metropolitana (UAM Azcapotzalco) y al equipo del Laboratorio de Tecnologías Sustentables por el apoyo en la realización del proyecto central. Finalmente, nos gustaría agradecer especialmente al INEGI, al Lic. Martin Wilson y a su equipo en el área de Encuestas Ambientales por su apoyo y disposición para compartir datos, conocimientos, reflexiones e información.

Referencias

- Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión Pública (AMAI), 2020. Nivel socioeconómico (NSE) ¿Qué es el Nivel Socioeconómico para la AMAI? [https://www.amai.org/NSE/index.php?queVeo=preguntas#:~:text=La AMAI define al Nivel,y futuro en un hogar \(acceso 07/05/2022\).](https://www.amai.org/NSE/index.php?queVeo=preguntas#:~:text=La AMAI define al Nivel,y futuro en un hogar (acceso 07/05/2022).)
- David Newby Associates y UN Habitat, 2021. WaCT Data Collection Tool. User's Manual for UN Habitat Waste Wise Cities Programme. Nairobi, Kenya.
- Ecolana, 2023. Mapa de Instalaciones de Ecolana. <https://ecolana.com.mx/mapa> (acceso 2/28/23).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2020. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2019. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2019/> (acceso 04/12/22).
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), 2022. Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México 2021. <http://https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGCPCA/residuos/InventariodeResiduosSolidos2021.pdf> (acceso 16/10/2022).
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales del Gobierno de México (SEMARNAT), 2020. Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos y sus Anexos. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf> (acceso 16/04/2022).
- UN Habitat, Urban Pathways, Waste Wise Cities, African Clean Cities Platform, 2021. Waste Wise Cities Tool (WaCT). Step by Step Guide to Assess a City's Municipal Solid Waste Management Performance through SDG indicator 11.6.1 Monitoring. Nairobi (Kenya).
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2016. Marine Plastic debris and Microplastics. Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change. Nairobi. Kenya. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7720;jsessionid=9487844E45D9D9994FB635BE9A639553> (acceso 25/08/2022).
- United Nations Environment Programme (UNEP) y McGlade, J., 2021. From pollution to solution: a global assessment of marine litter and plastic pollution, Report of the Scientific Advisory Committee. Nairobi, Kenya. [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(18\)30486-X](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(18)30486-X)
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2022. Historic day in the campaign to beat plastic pollution: Nations commit to develop a legally binding agreement. News Stories. <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/historic-day-campaign-beat-plastic-pollution-nations-commit-develop> (acceso 02/26/23).
- Vázquez-Morillas, A., Martínez-Salvador, C., Hermoso-López-Araiza, J.P., Tapia-Fuentes, J., Cruz-Salas, A.A., Álvarez-Zeferino, J.C., Velasco-Pérez, M., Beltrán-Villavicencio, M., Espinosa-Valdemar, R.M., 2022. National inventory of plastic pollution: the case of Mexico. 7th International Marine Debris Conference (7IMDC). UNEP, Busan, Corea del Sur.

PANORAMA DE LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN MÉXICO

Castillo-González, Eduardo¹; De Medina-Salas, Lorena^{1,2*}; Giraldi-Díaz, Mario Rafael¹;
Bernache-Pérez, Gerardo²

¹Facultad de Ciencias Químicas, Región Xalapa, Universidad Veracruzana, México

²Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Unidad Regional Occidente, México

*ldemedina@uv.mx

Resumen

Debido a la problemática ambiental que genera el manejo inadecuado de residuos sólidos urbanos (RSU), en México se han formulado políticas públicas para controlar y regular su impacto ambiental. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es presentar un panorama de la gestión integral de los RSU para la identificación de áreas de oportunidad. La metodología utilizada en esta investigación consistió en realizar el análisis del avance en la implementación de la legislación ambiental e instrumentos de planeación requeridos para una gestión integral de residuos. De acuerdo con los resultados, la legislación ambiental y los instrumentos de planeación han mostrado avances significativos debido a que están sujetos a una actualización permanente, se encuentran diseñados, estructurados y organizados para atender la problemática que implica el manejo de los residuos. Sin embargo, hace falta concretar acciones previstas en estos documentos, dado que no ha sido posible la implementación requerida para lograr la gestión integral de los RSU y esto es debido a la falta de coordinación de los órdenes de gobierno federal, estatal y municipal, escasa promoción e impulso de las políticas públicas ambientales, mínima participación de los diferentes actores, requerimiento de grandes inversiones para infraestructura, insuficiente investigación y educación ambiental, entre otros. Por lo tanto, es necesario el establecimiento de principios y bases que favorezcan la ejecución de sistemas de gestión integral de RSU viables en los aspectos técnico, social, económico y ambiental, así como su transición hacia la economía circular.

Palabras clave: legislación ambiental; gestión integral; residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

De acuerdo con la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), de la que México es miembro, existe una relación entre el aumento en el producto interno bruto (PIB), la capacidad de gasto de la población, y el incremento en el volumen de generación de los RSU, lo que se traduce en una asociación con la generación y consumo de bienes. Las entidades federativas del país difieren entre sí en cuanto a la cantidad y composición de los residuos generados por habitante y que son resultado de las actividades productivas, además de la infraestructura y capacidad de manejo de los RSU. Cabe mencionar que, así como existen entidades cuyo Índice de Desarrollo Humano es comparable al de países industrializados, en otras es similar al de países con gran retraso en su desarrollo y lo mismo ocurre en cuanto a sus fortalezas o debilidades en materia de gestión integral de los residuos (SEMARNAT, 2008).

En México al igual que en muchos países en vías de desarrollo, se han encaminado esfuerzos hacia la publicación de leyes ambientales en materia de gestión de residuos con el objetivo de regular los impactos ambientales a través de políticas públicas reguladas en los tres órdenes de gobierno: federal, estatal y

municipal. En primera instancia, la federación ha tomado la iniciativa de la publicación de leyes federales en las que se involucran los ámbitos de competencia de estados y municipios. Por otro lado, se han realizado esfuerzos para la publicación de instrumentos de planeación que han permitido canalizar el trabajo en los tres órdenes de gobierno, así como la incorporación de la participación de todos los sectores de la sociedad. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es presentar un panorama de la gestión integral de los RSU para la identificación de áreas de oportunidad a través del análisis de la legislación ambiental e instrumentos de planeación que rigen las políticas públicas en México.

2. Metodología

Para el desarrollo de la presente investigación se consultaron documentos sobre legislación ambiental en México e instrumentos de planeación en materia de residuos. En el primer caso, se revisaron: la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (Gobierno de México, 2022); Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección Ambiental (SEMARNAT, 2022); Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (SEMARNAT, 2021a); Reglamento de la LGPGIR (SEMARNAT, 2014); la norma oficial mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de RSU y de manejo especial (SEMARNAT, 2004).

En el segundo caso, se revisaron los siguientes instrumentos de planeación: Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos (DBGIR) (SEMARNAT, 2006; SEMARNAT, 2012; SEMARNAT, 2020a), así como el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos del 2009-2012 (SEMARNAT, 2008), Guía para la Elaboración de Programas Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (SEMARNAT-GTZ, 2006); Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024 (Gobierno de México, 2019) y el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024 (SEMARNAT, 2020b).

En las leyes y reglamentos, se examinaron los principales artículos que mencionan los mecanismos, actores, ámbitos de competencia y responsabilidad en la gestión integral de residuos. En el caso de los instrumentos de planeación se determinaron criterios para lograr una gestión integral de RSU y como resultado de estos análisis, se identificaron áreas de oportunidad para mejorar dicha gestión.

3. Resultados y discusión

Dentro del marco legal vigente en torno a los RSU se encuentra la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM), la cual en su artículo 4º establece que toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar; el Estado debe garantizar el respeto a este derecho, y que el daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque. Además, en su artículo 115, confiere a los municipios la responsabilidad de administrar y otorgar a la población la dotación y operación de servicios públicos, lo cual incluye la limpieza de las ciudades, así como el manejo de los RSU, sin importar el tamaño de su población y la extensión de su territorio (Gobierno de México, 2022).

Asimismo, en 1988 se publica la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) reglamentaria de la Constitución, la cual en su artículo 7 establece que corresponde a los estados la regulación en los sistemas de recolección, transporte, almacenamiento, manejo, tratamiento y disposición final de los residuos sólidos e industriales que no estén considerados como peligrosos (SEMARNAT, 2022).

A raíz de los retos que actualmente enfrenta México por la contaminación causada por el manejo inadecuado de los residuos generados, el Congreso de la Unión expidió la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) el 8 de octubre de 2003 y tres años después, su Reglamento el 30 de noviembre de 2006. El objetivo de estos ordenamientos es garantizar el derecho de toda persona a un ambiente adecuado, a través de la prevención, generación, valorización y gestión integral de los residuos. Dentro de los principales temas que se abordan en esta ley destacan los ámbitos de competencia de los tres niveles de gobierno y la coordinación que deben realizar entre sí para llevar a cabo la gestión integral

de residuos, así como la forma de participación de generadores y usuarios. Otro punto de interés es la clasificación de los residuos en tres tipos: residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y residuos peligrosos (RP). La responsabilidad de la gestión de estos residuos corresponde al gobierno municipal, estatal y federal respectivamente.

En esta ley destaca la importancia de la aplicación de los principios de valorización, responsabilidad compartida y manejo integral de residuos bajo criterios de eficiencia ambiental, tecnológica y social. El concepto de valorización hace referencia al principio y conjunto de acciones asociadas cuyo objetivo es recuperar el valor remanente o el poder calorífico de los materiales, mientras que la responsabilidad compartida reconoce que los RSU y RME se generan como resultado de las actividades de la sociedad. Así mismo, el manejo integral se define como el conjunto de actividades desde la reducción en la fuente hasta el tratamiento y disposición final de residuos.

La legislación contempla que los tres niveles de gobierno realicen actividades de promoción en torno a la gestión de los residuos para propiciar la participación de diferentes sectores de la sociedad tales como: cámaras industriales, comerciales, productivas, académicas o de investigación privadas o sociales, además de fomentar la educación o capacitación continua a personas y grupos de todos los sectores de la sociedad. También se establece la obligación de que la Secretaría formule o instrumente el Programa para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) y que los gobiernos estatales y municipales elaboren sus programas locales. Cabe mencionar que se establece la clasificación de generadores en grandes, pequeños y microgeneradores. Además, se han expedido normas oficiales de cumplimiento obligatorio para regular la gestión de los residuos peligrosos (SEMARNAT, 2021a).

En el año 2004 se publicó la NOM-083-SEMARNAT-2003 que establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial (SEMARNAT, 2004), siendo ésta de alta importancia para el control de los sitios de disposición final.

De esta forma, también en la LGPGIR se establece que se deben elaborar instrumentos de planeación de la política ambiental. El primero de ellos es el DBGIR, el cual es un estudio que considera la cantidad y composición de los residuos, así como la infraestructura para manejarlos integralmente. La primera versión fue publicada en el año 2006 y actualmente se encuentra vigente la publicada en 2020 (SEMARNAT 2006; SEMARNAT, 2020a). En la Tabla 1 se muestran los datos de la generación y composición de los RSU en México publicados durante estos años, en donde se observa que la generación per cápita se incrementó en 4.89%; en cuanto a la composición, los residuos orgánicos disminuyeron en 12.42%, mientras que los potencialmente reciclables y otros se incrementaron en 12.71% y 15.95% respectivamente.

Tabla 1. Generación y composición de los RSU en México

Año	Generación per cápita (kg/hab/día)	Composición		
		Orgánicos (%)	Potencialmente reciclables (%)	Otros (%)
2006	0.900	53	28	19
2020	0.944	46.42	31.56	22.03

Fuente: SEMARNAT (2006) y SEMARNAT (2020a).

A partir de la información generada en el DBGIR (2006) se desarrolló el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (PNPGIR) el cual fue publicado oficialmente el 2 de octubre de 2009 en el Diario Oficial de la Federación. En este programa se hace referencia a los principios de reducción, valorización, responsabilidad compartida, prevención y gestión integral de los residuos que incluye principalmente finanzas sanas, para lograr un servicio sustentable; educación ambiental que integre la participación de la sociedad; comunicación social adecuada para conocer los beneficios de esta gestión y

marco legal que permita construir un país en orden (SEMARNAT, 2008). Además, se establece que los gobiernos locales y estatales deberán elaborar los programas de su competencia para la prevención y gestión integral de residuos (SEMARNAT, 2021a).

Otros documentos de planeación relacionados con este tema, los cuales en conjunto establecen las directrices que se deben cumplir para llevar a cabo una adecuada gestión integral de RSU, incluyen los siguientes:

Guía para la Elaboración de Programas Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (PMPGIRSU) (SEMARNAT-GTZ, 2006). Fue publicada en 2006, con el objetivo de facilitar el cumplimiento de la LGPGIR y dirigida a las autoridades federales, estatales y municipales para describir los pasos a seguir para elaborar dichos programas municipales. Contiene tres capítulos, el primero de ellos, trata sobre el marco legal, el segundo incluye propiamente el PMPGIRSU y el tercero su proceso de elaboración, aplicando principios de planeación estratégica.

Plan Nacional de Desarrollo (PND) 2019-2024, considera tres pilares fundamentales: afianzar la justicia y el estado de derecho, garantizar el goce de los derechos sociales y económicos establecidos en la Constitución, e incentivar un desarrollo económico dinámico, equilibrado, sostenible y equitativo. Desde la perspectiva del tercer pilar y con base en el objetivo 2.5 “Garantizar el derecho a un medio ambiente sano con enfoque de sostenibilidad de los ecosistemas, la biodiversidad, el patrimonio y los paisajes bioculturales”, el PND en el contexto de residuos enmarca como medida urgente “Cambiar a modelos de producción y consumo que reduzcan las presiones sobre los recursos naturales y minimicen la generación de residuos contaminantes” (Gobierno de México, 2019).

Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024. Incluye estrategias como desarrollar instrumentos de política, regulación y fomento para mejorar el manejo integral de los residuos (SEMARNAT, 2020b).

Una de las fortalezas con las que cuenta México en materia de RSU, ha consistido en la revisión y actualización de la legislación ambiental para establecer la gestión integral de residuos. Sin embargo, a pesar de que en la propia legislación se involucra a los diferentes actores, han faltado actividades de coordinación entre los tres órdenes de gobierno y la sociedad, por lo que es necesario establecer mecanismos que permitan mejorar la comunicación efectiva, además de un riguroso seguimiento de las acciones que a cada uno de ellos corresponde realizar. Por lo anterior, se requiere el impulso del gobierno para la participación de la sociedad a través de establecer dinámicas de trabajo colaborativo.

Respecto a los instrumentos de planeación, a pesar de que se han realizado tres actualizaciones del DBGIR, la información contenida presenta rezagos por falta de flujo de información. Además, el avance en cuanto a la elaboración e implementación de los programas municipales es incipiente, puesto que menos del 10% de los municipios (2,446) a nivel nacional cuentan con su PMPGIRSU (SEMARNAT, 2020a).

Para robustecer las políticas públicas del PND en cuanto a la gestión de residuos, recientemente se publicó un proyecto de la Ley General de Economía Circular cuyo objetivo es promover la eficiencia en el uso de productos, servicios, materiales, energía, agua, materias primas, subproductos a través de la producción limpia, reutilización, reciclaje y rediseño, así como la valorización energética para cumplir con las políticas de cero residuos (SEMARNAT, 2021b).

Otro factor clave que ha frenado el avance para la gestión integral de residuos es que en México existen recursos económicos muy limitados para financiar los planes y proyectos en los que se requiere invertir para solucionar la problemática del manejo de los residuos.

4. Conclusiones

Desde la última mitad del siglo pasado el problema de los RSU a nivel mundial ha adquirido dimensiones insospechadas, por lo que el medio ambiente y el desarrollo sustentable son considerados relevantes en la mayoría de los programas gubernamentales.

En México, la gestión actual de los RSU presenta grandes retos y desafíos, pues de acuerdo con las cifras nacionales de diversas instituciones gubernamentales, el problema del manejo inadecuado continúa creciendo de tal manera, que el panorama es incierto cuando se piensa en alcanzar la sustentabilidad ambiental en materia de residuos.

Si bien es cierto que la legislación ambiental a través del gobierno federal ha tenido avances significativos en este ámbito, ya que se han publicado leyes como la LGPGIR y la LGEEPA, que permiten establecer la regulación en la gestión de los RSU, así como los diversos instrumentos de planeación, tal es el caso de el Plan Nacional de Desarrollo, Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el Diagnóstico Básico, también es cierto que queda mucho trabajo por hacer para instrumentar lo previsto en dichos documentos.

No obstante lo anterior, los esfuerzos realizados por las entidades federativas, no han avanzado al mismo ritmo y por consecuencia, los municipios sólo resuelven la problemática de los RSU en base a un modelo de recolección y disposición, que en la mayoría de los casos es inadecuado, ya que existe gran cantidad de residuos que se depositan en tiraderos a cielo abierto, mismos que no se valorizan y tienen un fuerte impacto en la salud pública. Por lo anterior, es claro que tanto estados como municipios, presentan incapacidad para resolver la problemática actual sobre RSU, aunado esto a la falta de compromiso de la sociedad en general.

La falta de articulación entre los tres órdenes de gobierno se debe principalmente a que la situación actual de los RSU se ha visto como un problema de manejo y no de gestión. De esta forma, es necesario el establecimiento de principios y bases para integrar una nueva política pública nacional que involucre de manera articulada a los estados y municipios, para lograr desarrollar eficientes programas estatales y municipales, que incluyan sistemas de gestión integral de RSU, viables en todos los aspectos técnico, social, económico y ambiental, impulsando así el desarrollo de México en política ambiental.

Referencias

Gobierno de México, 2022. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Última reforma publicada 18 de noviembre de 2022. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México

Gobierno de México, 2019. Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024, Presidencia, México.

SEMARNAT, 2022. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA). Última reforma publicada 11 de abril de 2022. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México.

SEMARNAT, 2021a. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). Última reforma publicada 18 de enero de 2021. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México.

SEMARNAT, 2021b. Proyecto de Decreto de la Ley General de Economía Circular. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 22 de noviembre de 2021. Ciudad de México.

SEMARNAT, 2020a. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F.

- SEMARNAT, 2020b. Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México.
- SEMARNAT, 2014. Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Última reforma publicada 31 de octubre de 2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- SEMARNAT, 2012. Diagnóstico básico para la gestión integral de residuos, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (INECC-SEMARNAT). México, D.F.
- SEMARNAT, 2008. Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de Residuos 2009-2012, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 2 de octubre, 2009. México D.F.
- SEMARNAT, 2006. Diagnóstico básico para la gestión integral de residuos, Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (INE-SEMARNAT). México, D.F.
- SEMARNAT-GTZ, 2006. Guía para la elaboración de programas municipales para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos urbanos, Agencia de Cooperación Técnica Alemana, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT, 2004. Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Última reforma publicada 20 de octubre de 2004. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F.

HERRAMIENTA SOFTWARE DE TRAZABILIDAD DE RESIDUOS

Ortiz Aragón, Jaime; Viso Rodríguez, Alejandro

Centro Tecnológico del Calzado y del Plástico, Alhama (Murcia), España.

j.ortiz@ctcalzado.org

Resumen

El sistema de integración de datos (DIS - Data Integration System) consiste en una herramienta cuyo objetivo es implementar la trazabilidad de procesos y productos a través de una plataforma tecnológica en línea. La herramienta resuelve los desafíos de la industria a través de una Herramienta de Trazabilidad, con identificación de materiales, origen, sus procesos y calidad. DIS permite procesar todos los datos e información necesarios para los modelos comerciales circulares actuales y las complejas demandas de las cadenas de suministro circulares, siendo un habilitador para mejorar la economía circular en el sector agroalimentario. Distintas tecnologías se integrarán en el sistema, entre las que se cuenta una tecnología en la nube, códigos Quick Real (QR) para la identificación de la información, Big Data e Inteligencia Artificial para el procesamiento de datos y estadísticas, y Blockchain para la seguridad e inmutabilidad de los datos. La Herramienta de Trazabilidad soluciona el problema existente en la industria en la identificación de materiales, origen, los procesos por los que ha pasado, calidad y trazabilidad. Para ello, DIS integra la cadena de valor de materiales plásticos multicapa y productos orgánicos en su transformación por parte de las empresas en un continuo flujo, dibujando y creando trazabilidad en tiempo real. Las industrias y materiales (plásticos y materiales orgánicos) son vinculados en sus procesos de transformación mientras interactúan entre sí, visualizando el camino del reciclaje de materiales plásticos y nuevas fórmulas de alimentos, nutracéuticos y cosméticos de alto valor, asegurando y garantizando toda la información con tecnología Blockchain.

Palabras clave: Trazabilidad; online; residuos; circularidad; reciclaje.

1. Introducción

El objeto de esta línea de trabajo ha consistido en el desarrollo de una plataforma para digitalizar los procesos circulares en los cuales se generan residuos plásticos multicapa y orgánicos en el sector agroalimentario.

Para ello, se ha desarrollado una metodología de trabajo y su correspondiente herramienta informática (IT), que combina una herramienta de trazabilidad con metodologías de decisión multicriterio, con el objetivo

de ayudar a la toma de decisiones en la gestión de subproductos agroalimentarios y residuos de plásticos multicapa.

Este desarrollo aúna varias tecnologías con el fin de crear una plataforma tecnológica en línea, para lo cual se ha diseñado y desarrollado una infraestructura de software segura basada en tecnologías Blockchain, Big Data e Internet de las cosas (cloud technologies, web technology, Quick Real-QR).

Se trata de una herramienta intuitiva y fácil de usar, ajustada a todas las cadenas de suministro de los materiales plásticos multicapa y productos orgánicos, que permite a los distintos actores (productores de residuos, empresas gestoras de residuos, transportistas, recicladores, certificadoras, administración pública y transformadores) sacar el máximo partido a sus datos.

Para ello, DIS incluye dos herramientas:

- Herramienta de trazabilidad: Diseñada para poder ayudar a la industria para identificar los materiales, el origen, sus procesos, la calidad y la trazabilidad. "DIS" integra la cadena de valor de los materiales plásticos multicapa y productos orgánicos en su transformación por parte de las empresas en un flujo continuo, dibujando y creando la trazabilidad en tiempo real, asegurando y garantizando toda la información con la tecnología Blockchain.

Esta herramienta de trazabilidad pretende resolver el problema que tiene el sector para identificar los materiales, el origen, sus procesos, la calidad y la trazabilidad, asegurando y garantizando toda la información con tecnología Blockchain.

- Herramienta de toma de decisión: Diseñada para poder realizar análisis y simulaciones, que sirva para proporcionar previsiones y toma de decisiones estratégicas en la mejora de las empresas y, en los procesos de reciclaje y transformación de residuos, asegurando y garantizando toda la información con tecnología Blockchain.

2. Metodología

2.1 Definición de la metodología para realizar la trazabilidad.

Teniendo en cuenta el gran número y tipos de factores que deben considerarse para la definición del escenario de la trazabilidad, se optó por emplear una metodología de decisión multicriterio, para la selección, clasificación, ponderación y priorización de dichos factores.

En este sentido, en función de la tipología de productos y en función de las normas sobre trazabilidad aplicables, se planteó que la herramienta debía realizar trazabilidad en base a dos factores:

Factor dirección

1. Trazabilidad hacia atrás (tracing): explorar fases desde su transformación final y entrega hasta el residuo origen, lo que incluye identificar materias primas, operaciones de producción, insumos, etc...
2. Trazabilidad hacia delante (tracking). Nos permite explorar la ruta que recorre una unidad de carga o lote, para el seguimiento del producto.

Factor origen y dimensión

1. **Trazabilidad interna**: sistema de identificación y registro dentro de la cadena productiva de una empresa. Cubre el recorrido de los productos a través de la cadena productiva hasta su expedición. Para ello es necesario conocer la delimitación, identificación y registro de todos los movimientos y manipulaciones que sigue el producto.
2. **Trazabilidad externa**: sistema de identificación y registro que se proyecta más allá de la empresa. Abarca todos los eslabones de la cadena de valor. Por ello el sistema de codificación que participa en el flujo del producto debe ser compartido por todos los agentes de la cadena.

Conocidos los factores para definir el sistema de trazabilidad, para llevar a cabo su implementación hay que seguir una serie de pasos que se recogen en un documento que se ha llamado Plan de Trazabilidad. Los distintos pasos recogidos dentro de ese plan serian:

2.1.1 Definir los criterios para la agrupación

Hacen referencia a los criterios para la agrupación de productos dentro del plan de trazabilidad, así como de los datos que se registran en el sistema. Los productos se han agrupado por conjuntos llamados lotes, que se dividen en sublotes durante la transformación. Cada lote o sublote genera una numeración única que debe incluirse en la etiqueta o código de cada uno de los productos pertenecientes a dicho lote.

Esta codificación es uniforme a lo largo de la cadena de suministro para facilitar la identificación de los productos.

2.1.2 Crear un sistema de registros y documentación

Una vez identificados y agrupados los datos, se deben registrar todos los datos generados y relacionados con el producto para poder realizar un control de la trazabilidad adecuado.

La relevancia de la información debe ser la que marque el modelo de registro definido. Este modelo debe permitir que la información se proporcione a toda la cadena sin sufrir alteraciones, para lo cual, se emplearán modelos automatizados que no requieran, o su uso sea mínimo, de la introducción manual de datos.

En este punto es necesario disponer de las herramientas necesarias para poder realizar los registros correctamente y con el mayor grado de automatización posible. De aquí, la necesidad de usar dispositivos tecnológicos (etiquetado inteligente) facilitan mucho esta tarea (dato único).

Los registros mínimos que deben reflejarse en plan de trazabilidad son:

- Registro de entrada de materias primas y otros productos o materiales.
- Registro de almacenamiento de materias primas y producto acabado.
- Registros de todos y cada uno de los procesos de elaboración o transformación.
- Registro de los productos acabados.
- Registro de almacenamiento producto acabado.
- Registros de las comprobaciones realizadas (controles de calidad y otros).
- Uso del sistema de identificación.

Las empresas deben utilizar un sistema de identificación que permita hacer un seguimiento del producto desde los cuatro puntos de vista que son los cuatro sistemas de trazabilidad: hacia atrás, internamente y, hacia delante, externamente.

Para ello el número de lote debe incluirse en fichas técnicas, etiquetas, albaranes y facturas. Además, debe proporcionarse otra información mínima tal como:

- Origen / Destino del producto.
- Cantidad y tipo de productos entregados.
- Información sobre % de contenido material reciclado.
- Fecha de entrega.
- Tipo de transporte utilizado en la entrega.
- Control y gestión de incidencias.

2.1.3 Roles

Otro aspecto importante a la hora de la gestión de la trazabilidad es el uso de roles de usuario. No todos los actores que intervienen en el proceso deben ser capaces de acceder a los mismos recursos ni de realizar las mismas acciones de lectura/escritura sobre ellos. La creación de roles, no sólo se trata de una cuestión de confidencialidad, sino también una cuestión de fiabilidad.

2.1.4 Documentación- Registros

Aunque uno de los objetos de realizar la trazabilidad informatizada es tener toda la documentación digitalizada y poder acceder a la misma desde cualquier punto en tiempo real, lo cierto es que puede ser necesario tener que entregar esta documentación a un tercero que puede no ser actor del sistema o cuyos permisos no le permitan acceder a información privada sin autorización.

Con este objeto, es posible exportar toda la documentación a otros formatos, ya sea hojas de cálculo (.csv) o informes preestablecidos en formato PDF.

2.1.5 Test del plan de trazabilidad

El último paso para hacer la trazabilidad es comprobar que todo lo desarrollado en el plan funcione correctamente. Para ello hay que incluir durante el proceso la monitorización de las distintas actividades, así como también, un sistema de revisión de los distintos registros, para detectar anomalías o desviaciones, y poder tomar las medidas preventivas oportunas.

2.2 Desarrollo de la metodología para llevar a cabo la trazabilidad.

2.2.1 Mapeo de la cadena de valor.

Una vez establecido el Plan de Trazabilidad, el primer paso a realizar es establecer una correspondencia directa entre el flujo físico del producto y el flujo de información que va asociado a él.

Residuos plásticos multicapa	Residuos agroalimentarios
<ul style="list-style-type: none"> ● Productor. ● Gestor intermedio- transportista. ● Valorizador material. ● Fabricante. Intermediario venta ● Valorización energética. Disposición vertido 	<ul style="list-style-type: none"> ● Productor. ● Gestor intermedio - transportista. ● Reciclador. ● Fabricante final

Tabla 1. Agentes intervinientes en la cadena de valor.

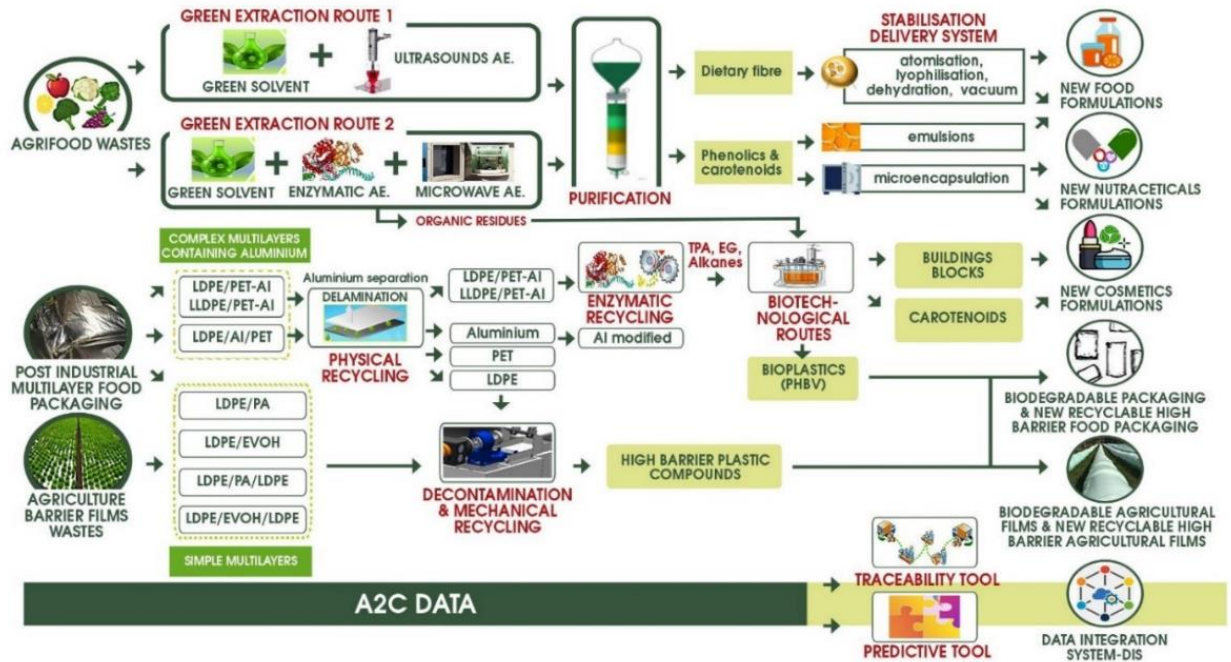


Figura 1. Representación de la solución tecnológica DIS.

En primer lugar, el mapeo nos ha servido para dividir por categorías los actores que intervienen en la cadena de valor de cada flujo de residuos. En nuestro caso los actores que representan cada una de las actividades dentro de la gestión de los subproductos agroalimentarios y plásticos multicapa son los siguientes:

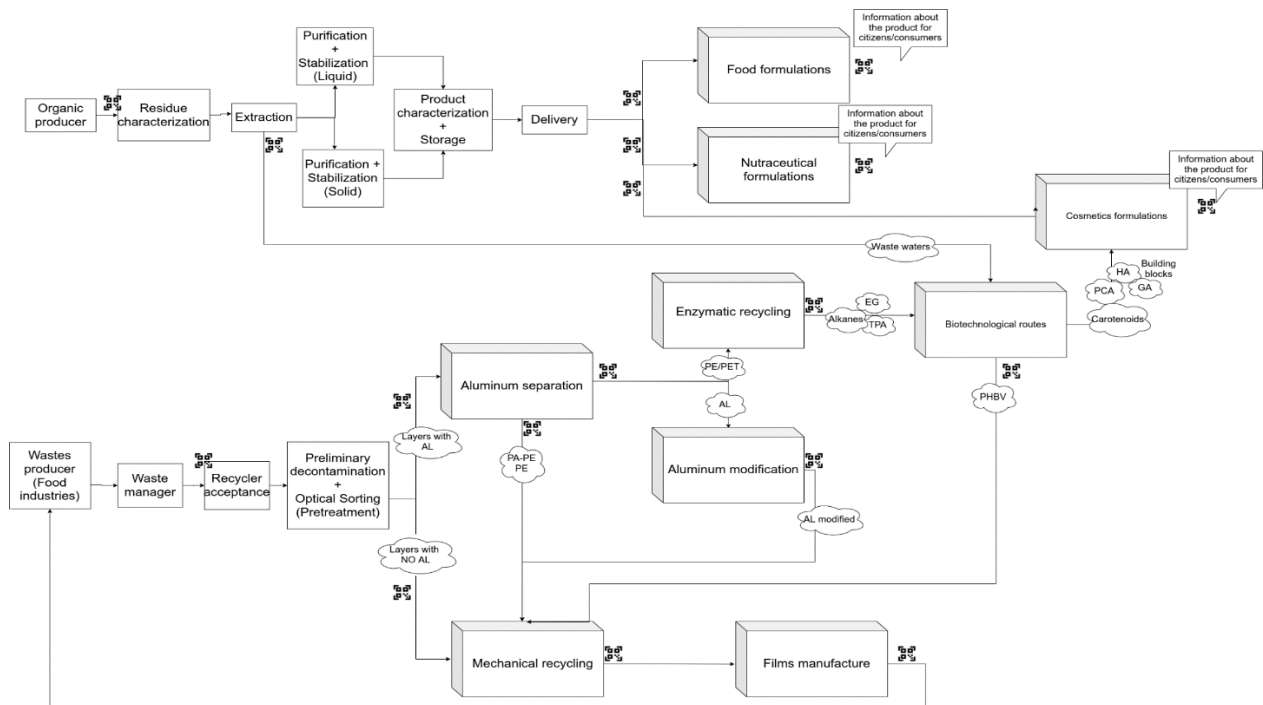


Figura 2. Representación de la solución tecnológica DIS por procesos.

2.2.2 Trazabilidad de los residuos multicapa.

1. Producción.

En esta fase es donde se recogería la información para su traslado y gestión correspondiente. Se introducen dos tipos de información y vendrían en distinto formato:

- Datos al productor: Esta información puede obtenerse al cumplimentar el Documento de Identificación del residuo (DI). La herramienta genera el DI, documento administrativo que debe acompañar al residuo durante su traslado, desde su origen hasta su recepción en la instalación de destino, tanto en todos los movimientos de residuos en el territorio Español.
- Datos del producto: ficha técnica o albarán factura.

2. Gestión intermedia.

- Recogida – Transporte: En función del origen del residuo (agrícola o industrial), esta recogida conlleva o no un acondicionamiento previo al transporte.
- Pretratamiento: Esta fase incluye la recepción y aceptación del residuo por parte de la planta de reciclado. En caso de considerarse de un plástico multicapa industrial, se produce una separación física de las capas del mismo, al ser tratadas de distinto modo. Las capas con restos metalizados pasarán a una delaminación, mientras que las capas puras de polímero son directamente tratadas en el reciclado mecánico.

3. Valorización material.

- Reciclado mecánico: Esta transformación se lleva a cabo en la planta de reciclado y es la encargada de producir un plástico en forma de granza con una identificación y un porcentaje de reciclado concreto, que será utilizado por los agentes fabricantes de producto final. La expedición de estos lotes tendrá asociada una certificación con la trazabilidad del residuo hasta ese momento, asegurada bajo Blockchain.

- **Delaminación del residuo metalizado:** Esta transformación comprende la separación del aluminio que contiene el residuo, del propio polímero. Como resultado se obtiene una capa de polímero que puede ser introducida directamente al reciclado mecánico, una capa de aluminio que será necesario transformar y una capa de PET, que deberá someterse a un reciclado enzimático para poder ser aprovechada.
- **Reciclado enzimático:** Mediante un innovador ataque de enzimas, se consiguen obtener bioplásticos, que pueden ser utilizados para la fabricación de plástico biodegradable.

4. **Procesado para fabricación.**

Esta transformación final se lleva a cabo en la planta de fabricación. Una vez finalizado el proceso, se obtendrá un producto con una certificación lista para venta. El producto tendrá asociado una etiqueta con información sobre la trazabilidad del mismo hasta su origen.

5. **Valorización energética – Disposición en vertedero.**

Los residuos plásticos que no posean propiedades adecuadas para su valorización material acabarán su vida útil destino a dos posibles vías por orden de prioridad:

1. Instalaciones de valorización energética para recuperar la energía de los polímeros.
2. Vertederos autorizados para este tipo de residuos

2.2.3 Trazabilidad de los residuos agroalimentarios.

Indicar que algunos procesos que se definen en este sistema están en desarrollo (a nivel de laboratorio y/o planta piloto), por lo que para este diagnóstico se ha tomado la información proporcionada por cada agente interviniente, y se ha definido al menos los procesos que incumben a la trazabilidad de los residuos agroalimentarios.

Además indicar que por las características y naturaleza de los mismos este sistema es de bucle abierto, pues su uso final impide que los mismos puedan ser introducidos de nuevo en la cadena de suministro.

1. **Producción.**

Origen agrícola: Restos de productos frescos.

Origen industrial: Restos orgánicos del proceso de extracción verde y/o de empresas agroalimentarias.

En esta fase es donde se recogería la información para su traslado y gestión correspondiente:

Datos al productor: Esta información puede obtenerse al cumplimentar el Documento De Identificación del Residuo (DI).

2. **Gestión intermedia.**

Recogida agrícola. Esta recogida se realiza en lugares de acopio en cooperativas o zonas destinadas a tal fin. Normalmente se realiza mediante transporte directo a planta de tratamiento.

Recogida industrial. Esta recogida se realizará mediante transporte directo desde productor a la planta de reciclado (extracción verde).

3. **Valorización material.**

Este procedimiento comienza con una caracterización del residuo previo al acondicionamiento del mismo. Posteriormente, en función del tipo de residuo se lleva a cabo un tratamiento u otro, finalizando con una estabilización del extracto resultante.

Este extracto obtenido es validado por un control de calidad y certificado, con el fin de tener un registro trazable hacia atrás. En función de las características finales del mismo, se destinará a formulación de nuevos alimentos, formulación de nutracéuticos, cosméticos o incluso bioplásticos.

4. **Procesado.**

Como se ha descrito, el destino final son distintas industrias para la formulación de nuevos alimentos, productos nutracéuticos, cosméticos y bioplásticos.

Dada las características de los usos finales, esta etapa es el fin de vida útil de los subproductos agroalimentarios, pues por su naturaleza y propiedades, no pueden ser reciclados de nuevo.

Al final del proceso, al ser un sistema de trazabilidad de bucle abierto, cada lote de producción del formulado que sea, debe disponer de un etiquetado que contenga la información necesaria del origen y tratamiento realizado al residuo agroalimentario original, enfocado más hacia información al consumidor.

3. **Conclusiones**

La innovación principal de este proyecto reside en el salto cualitativo importante que supone en materia de gestión y distribución de datos para la trazabilidad y opciones de valorización de residuos en el sector agroalimentario, facilitando así la toma de decisiones a los agentes involucrados en la gestión de los subproductos y/o residuos.

Referencias

Comisión Europea. (2020a). Circular Plastics Alliance - Design-for-Recycling Workplan (Issue Version 4 March 2020). Recuperado de <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/43688>.

Comisión Europea. (2020b). Circular Plastics Alliance: A step closer to 10 million tonnes of recycled plastics.

Ellen MacArthur Foundation, & UN Environment Programme. (2020). The Global Commitment 2020. Progress Report (Ellen MacArthur Foundation & UN Environment Programme (eds.)).

EN 15343:2007: Plásticos. Plásticos reciclados. Trazabilidad y evaluación de la conformidad de plásticos reciclados y contenido reciclado.

EN 15347:2007: Plásticos. Plásticos reciclados. Caracterización de residuos plásticos.

EuCertPlast. (s. f.). European Certification of Plastics Recyclers. Eucertplast. Recuperado el 8 de enero de 2021.

FDA Requirements for Additional Traceability Records for Certain Foods: Proposed Rule Docket No. FDA-2014-N-0053.

InfoTechnology. (2021). ¿Qué es blockchain, la tecnología que viene a revolucionar el mundo?

Larsen, J., & Venkova, S. (2014). The Downfall of the Plastic Bag: A Global Picture.

OECD. (2018). Improving Markets for Recycled Plastics Trends. Prospects and Policy Responses. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264301016-en>.

Plastics Recyclers Europe. (s. f.). Who we are. In PRE website. Recuperado el 14 de diciembre de 2020.

PlasticsEurope. (2020). Plastics – The Facts 2020.

PRO Europe. (s. f.). PRO Europe - Packaging Recovery Organization Europe. Recuperado el 8 de enero de 2021.

Red Hat. (s. f.). ¿QUÉ ES UNA API? Qué son las API y para qué sirven. Red Hat. Recuperado el 16 de diciembre de 2020.

Zero Waste Europe. (2020). 7 steps to effectively legislate chemical recycling in the EU. <https://zerowasteurope.eu/2020/07/chemical-recycling-legislation-should-take-a-precautionary-approach/>.

APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS ADMINISTRATIVAS EN BENEFICIO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS BIOMÁSICOS

Masís-Jiménez, Manuel^{1*}; Elizondo-Quirós Wayner; Brenes-Peralta, Laura Patricia ¹; Jiménez-Morales, María Fernanda¹; Campos-Rodríguez, Roel¹

¹Grupo de Gestión Ambiental en Agronegocios, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica.

[*manuel.masis@tec.ac.cr](mailto:manuel.masis@tec.ac.cr)

Resumen

El uso de herramientas administrativas por lo general se visualiza como un tema no relacionado con la gestión de residuos, sin embargo, la administración puede ser de gran ayuda cuando se habla de gestión de residuos, ya que permiten planear, organizar, dirigir y controlar los distintos esfuerzos desarrollados por los diferentes actores en el tema. Un ejemplo de ello es la propuesta de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica*, como herramienta para fomentar, desarrollar e impulsar el aprovechamiento sostenible del recurso biomásico en el país. La necesidad de desarrollar esta estrategia se dio como respuesta a la urgencia de migrar hacia una matriz energética, basada en energías limpias, que al mismo tiempo genere oportunidades de desarrollo económico. Utilizando como base la estrategia, además de lo expuesto anteriormente, se puede también utilizar estas herramientas administrativas para generar modelos de negocio paralelos a los ya existentes, aumentar los ingresos a los productores al rentabilizar labores agronómicas culturales, y al mismo tiempo generar nuevos puestos de trabajo en zonas rurales durante las épocas de baja actividad, que permitan desarrollar las labores necesarias para construir una cadena de suministro robusta. Por lo que este artículo pretende desarrollar la importancia del uso de herramientas administrativas en la gestión de residuos, apoyados del caso específico indicado.

Palabras clave: herramientas administrativas, gestión de residuos, planeación, biomasa,

1. Introducción

De acuerdo con United States Environmental Protection Agency (2022) la gestión de los residuos incluye las etapas de prevención, recolección, transporte, tratamiento, reciclaje y disposición de este. Según el autor, el modelo tradicional de la gestión de residuos recae sobre un actor gubernamental, el cual organiza cada etapa, su normativa y financiamiento. Dentro de los principales retos de la gestión sostenible de los residuos son la dificultad de manejo de residuos domésticos peligrosos, carencia de fondos para la gestión e investigación, la arquitectura local, la capacidad limitada y la deficiente recolección y análisis de datos Bui et al., (2020).

Según United States Environmental Protection Agency (2023), el tema de gestión de residuos toma cada vez más importancia sobre un modelo basado únicamente en la eliminación del residuo, principalmente por los beneficios económicos y la retroalimentación que genera sobre las operaciones de diferentes actividades.

Ahora bien, teniendo clara la gestión de residuos, un tema importante dentro del mismo, es la biomasa como recurso natural, la cual se ha sometido a diferentes procesos de valoración, que han dado como resultado la transformación de materiales simples en productos, materiales y combustibles con mayor utilidad Gumisiriza et al. (2017). La biomasa ha tenido un papel superior en el desarrollo de las actividades humanas, pues se estima que alrededor de un 14% de la energía requerida a nivel mundial se cubre con este recurso Sharma et al. (2021).

La gestión del recurso biomásico también presenta retos que limitan su plena valorización como recurso energético; el volumen, logística de manejo, transporte y método de aprovechamiento figuran como los principales desafíos Sharma et al. (2021). Existe un rol implícito de las herramientas administrativas en el abordaje de los retos antes mencionados, que han generado un viraje de estos retos hacia oportunidades reales en el contexto de diferentes países.

Costa Rica ha realizado avances importantes en la mejora de la gestión del residuo biomásico, que le ha permitido proponer acciones orientadoras para dinamizar este sector. La experiencia del desarrollo de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica*, específicamente biomasa residual, visualizó el rol fundamental de las herramientas administrativas, para conducir a la convergencia de los múltiples intereses de los actores involucrados.

El objetivo de la presente investigación es justamente visualizar la forma y experiencia de aplicación de herramientas administrativas en la gestión de residuos, así como identificar las semejanzas con otras experiencias nacionales e internacionales en estos esfuerzos, donde se desarrolla el tema desde el punto de vista de la planeación, finanzas, manejo de información y mercadeo.

2. Metodología

La metodología utilizada para la siguiente investigación fue la búsqueda sistemática de artículos relacionados con el tema en diferentes bases de datos disponibles en el Instituto Tecnológico de Costa Rica; dichas búsquedas se enfocaron en el enlace de cuatro herramientas administrativas (planeación, finanzas, información y mercado) con el concepto de “gestión de residuos”. No se establecieron limitantes sobre el intervalo de tiempo ni origen geográfico de dichos resultados, lo que generó una mayor amplitud para la conocer el abordaje de la temática en diferentes contextos.

Se realizó una lectura exploratoria del abstract de los diferentes documentos arrojados tras la búsqueda, lo que permitió identificar aquellos con experiencias descriptivas del abordaje e implementación de las herramientas administrativas en este contexto. Una vez identificado el estado actual de la temática se procedió a compararlo con el proceso de desarrollo de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa en Costa Rica*, visualizando la experiencia generada con las diferentes definiciones encontradas, dando un panorama de la teoría frente a la experiencia como equipo.

3. Resultados y discusión

Herramientas administrativas de planeación en la gestión de residuos

De acuerdo con Zurbrügg et al. (2014) el reto de la planeación en los programas de gestión de residuos es obtener una visión holística, ya que los modelos actuales tienden a centrarse en buscar soluciones para un solo problema. *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica*, se elaboró con el objetivo de atender este reto, al contemplar elementos regulatorios, normativos, económicos, de coordinación intersectorial, educativos, comerciales y tecnológicos que inciden sobre la gestión del recurso biomásico.

De acuerdo con Hernández y Keiko (2020) uno de los elementos más promisorios para el abordaje moderno de este reto son los modelos dinámicos de sistemas, con aplicaciones ya desarrolladas para la simulación de escenarios que faciliten la toma de decisiones sobre la gestión de residuos. Según este autor, los avances actuales en estos modelos utilizan variables como 1) generación de residuos y factores de entrada que la afectan; 2) diferentes tipos de destino; 3) diferentes recursos involucrados y 4) ingresos y costos asociados al recursos y actividades.

El componente de planificación de la gestión de residuos generalmente se establece bajo la estructura de una matriz FODA, donde convergen los valores, visión y misión de la organización con un análisis organizacional (interno y externo), que permite establecer estrategias, metas y los recursos necesarios para

alcanzarlas Báez (2018). En este sentido, *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica* representó un avance importante en la creación de un objetivo común para los distintos actores involucrados, a través de líneas de acción que dirigieran el fortalecimiento mutuo.

Según Báez (2018) otro elemento importante son las herramientas para formar la estructura funcional y organizativa en encargada de formular, desarrollar y evaluar los planes de manejo integral y sostenible de residuos. De acuerdo con Kaza et al. (2018) aún existen aspectos organizacionales por resolver entre los niveles nacional, regional y local, ya que los sistemas tradicionales presentan responsabilidades ambiguas que dificultan la coordinación.

La experiencia del desarrollo de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica* puso en evidencia la necesidad de fortalecer la estructura organizacional con competencias estratégicas y normativas en materia de aprovechamiento de residuos biomásicos. En este sentido, los principales esfuerzos por potenciar el sector tienen origen en el ámbito académico, sin embargo, no existe tal organismo de coordinación y monitoreo, necesario para atender la cadena de suministro de esta actividad.

Según Zurbrügg et al. (2014) la importancia de esta estructura organizacional radica en que el ente coordinador debe establecer adecuadamente elementos como la propuesta de valor, segmento de clientes, canales de comercialización, relaciones con los clientes, estructura de costos, actividades clave, recursos clave, socios clave y fuentes de ingresos.

Herramientas administrativas financieras en la gestión de residuos

La gestión de los residuos representa un gran reto financiero, pues existe una amplia complejidad para diseñar un sistema de tratamiento que maximice la cobertura y minimice el impacto ambiental Kaza et al. (2018). Unido a esto, Kaza et al. (2018) añade que se evidencia cada cada vez más la limitada capacidad institucional para realizar estas labores de planificación, su aplicación y monitoreo.

A pesar de estos esfuerzos, en los países de bajos recursos, las entidades públicas encargadas emplean alrededor del 20% de los presupuestos en el manejo de estos residuos, donde el 90% de estos residuos son tirados o quemados abiertamente Kaza et al. (2018). Por otra parte, este autor indica que se requieren sólidos sistemas de costos para asegurar que la sostenibilidad de los sistemas de gestión de residuos, pero muchas propuestas dependen de un manejo exhaustivo de información que aún no se recolecta.

La elaboración de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica* planteó un modelo orientado hacia el sector productivo, que reconoce las propiedades del recurso biomásico por su potencial energético. Las alternativas financieras se orientaron a dinamizar la agrocadena y la transición gradual hacia tecnologías biomásicas, con propuestas como la gestión de depreciaciones, exoneración arancelaria, replanteamiento de subsidios, tarifas diferenciadas y tasas de interés asociadas a la eficiencia ambiental.

A pesar de las importantes orientaciones que dictó el desarrollo de *La Estrategia*, existen sistemas de gestión de residuos alrededor del mundo que aplican técnicas promisorias en beneficio de la evaluación económico-financiera de estos proyectos. La principal técnica es una variante del análisis de costo-beneficio denominada análisis de costo-efectividad, en la que se comparan los indicadores obtenidos de las diferentes alternativas de inversión, contemplando también los beneficios hacia una la gestión integral de los desechos Zurbrügg et al. (2014).

Otros enfoques financieros más incipientes incluyen el Enfoque del Costo del Ciclo de Vida (LCCA), entendidos como los costos de garantizar la prestación de servicios indefinidamente a lo largo del ciclo de vida del producto. Por su parte las herramientas de Contabilidad de Costos Totales buscan identificar, sumar e informar costos reales de gestión de desechos; este enfoque cuenta con un amplio apoyo por la Organización Panamericana de la Salud en América Latina, donde desarrollo un software específico para estos fines denominado COSEPRE Zurbrügg et al. (2014).

Herramientas administrativas de la información para la gestión de residuos

De acuerdo con Kaza et al. (2018) los datos son la base para la toma de decisiones en el manejo de los residuos, especialmente en el objetivo de realizar las actividades eficientemente y optimizar los recursos disponibles. Según Kaza et al. (2018) existen experiencias exitosas en el establecimiento de rutas de recolección, métricas de desempeño, monitoreo en tiempo real de emisiones y toxinas, perfiles históricos de recolección y mecanismos de denuncia de incumplimiento de legislación de residuos.

Según los resultados con el desarrollo de la estrategia, es de suma importancia tener datos que respalden la toma de decisiones, por lo general, no se considera el tener datos que puedan respaldar la toma de decisiones y no tomarlas sin respaldo o por intuición, en la medida en la cual se optará por decisiones respaldadas en datos obtenidos de los diferentes procesos desarrollados, logrando administrativamente cumplir con los objetivos que tenga la organización.

La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica planteó un elemento promisorio ante el incipiente conocimiento y recolección de la información sobre el sector. Las principales propuestas incluyen ajuste de recursos y alcance de instituciones con funciones de gestión de información, involucramiento de técnicas académicas prominentes en la toma de decisiones y sistemas de monitoreo de calidad en los diferentes eslabones del aprovechamiento de la biomasa.

Herramientas de mercadeo para la gestión de residuos

De acuerdo con Frempong et al. (2020) se está adoptando una estrategia de apoyo a la gestión de residuos basada en la creación de valor y marca, empleando el desempeño en gestión de residuos para la promoción de determinados productos. Según Palazón (2009) citado en Castellano et al. (2015) la esencia de esta estrategia es el establecimiento y monitoreo de parámetros de impacto ambiental de sus actividades en el medio ambiente, así como el redireccionamiento de sus operaciones y mezcla de mercadeo.

A medida que se logre visualizar la gestión de residuos como un negocio, el cual incluya dentro de la gestión una adecuada mezcla de mercado, se podrá influir en el cliente propuesto por la organización que gestiona residuos, generando una respuesta deseada por parte de estos. Por esta razón resulta indispensable que se logren definir diversos objetivos relacionados con el mercado meta y la estrategia a seguir en beneficio del negocio, esto debido a que en muchas ocasiones no se contempla esta situación en la gestión normal de la organización.

De acuerdo con Chamorro (2001) mencionado en Castellano et al. (2015) la estrategia de plaza de los productos ecológicos debe contemplar no solo la fácil disponibilidad del producto al cliente, sino también, un sistema eficiente de distribución inversa que le permita la reincorporación de agentes residuales como materia prima secundaria para el proceso productivo.

Por su parte Rivera y Brugarolas (2003) y Chamorro (2001) citados en Castellano et al. (2015) indican que los productos ecológicos presentan un amplio reto en su estrategia de precio, pues el nivel de sobreprecio respecto a productos convencionales equivalentes puede resultar en un efecto inhibitorio que impida su venta. En términos de herramientas orientadas hacia la promoción de productos ecológicos, el uso de sistemas de certificación y eco etiquetado han revelado influir sobre el comportamiento de mercado Maneiro y Burguillo (2007) citado en Castellano et al. (2015).

Los diferentes actores que participaron en el proceso concordaron en la importancia de tener clara la mezcla de mercado en pro de obtener mejores beneficios para la gestión de residuos, a través de una adecuada visualización del producto y la manera en que se hacen llegar al cliente. Es importante mencionar que el precio también debe ir en función de lo que ofrece el producto, pero también se debe hacer una promoción efectiva que logre convencer al mercado meta sobre todos los beneficios de las acciones realizadas.

Desde esta perspectiva, la Estrategia planteó un modelo de certificación de procesos para productos que implementen energía biomásica, aunque existe, no se han explorado las alternativas técnico-legales para

su implementación. La aplicación de estas propuestas de diferenciación es muy dependiente de la expansión de tecnologías biomásicas en los próximos años, aunque las exigencias ambientales comienzan a cobrar terreno en la decisión de compra de los diferentes actores del mercado.

4. Conclusiones

En conclusión, el manejo de gestión de residuos biomásicos, puede ser apoyado en gran medida por el uso de diferentes herramientas administrativas que permiten visualizar dicha gestión, como si fuera una empresa y que brinda muchos beneficios no solo en cuanto al manejo, sino también para la toma de decisiones que es importante en el negocio de la gestión de residuos.

Además, por medio de la revisión de cuatro herramientas administrativas, las cuales a través de ejemplos y de la experiencia del grupo de trabajo, permitieron dar a conocer diferentes maneras de aplicarlas y como pueden utilizarse para realizar la gestión de residuos biomásicos.

El desarrollo de *La Estrategia para la Planificación Energética del Sector Biomasa de Costa Rica* representó un punto de encuentro de los diferentes actores involucrados y sus intereses. La aplicación de las diversas herramientas administrativas permitió conjugar cada una de las propuestas y así generar una hoja de ruta realista, con el objetivo de dinamizar el tratamiento de residuos biomásicos en este sector y así asumir los retos ambientales mundiales.

Referencias

- Báez, C.U, 2018. Basic tools for environmental management plan for a comprehensive and sustainable wastes and residues solids generated in health facilities services in the city Merica/Venezuela. MISREDES. 1–22. https://issuu.com/misredesweb/docs/art_culo2.m_rida.desechos.hospitala
- Bui, T.D., Tsai, F.M., Tseng, M.L., Ali, M.H, 2020. Identifying sustainable solid waste management barriers in practice using the fuzzy Delphi method. *Resources, Conservation and Recycling*. 154, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104625>
- Castellano, S., Urdaneta, G., Joheni, A, 2015. Estrategias de mercadeo verde utilizadas por empresas a nivel mundial. *Revista de Estudios Interdisciplinarios en Ciencias Sociales UNIVERSIDAD Rafael Bellosillo Chacín*. 17, 476–494. <https://www.redalyc.org/pdf/993/99342682007.pdf>
- Chamorro, A, 2001. El Marketing Ecológico. 5campus.org. Medio Ambiente: <http://www.5campus.org/leccion/ecomarketing>
- Frempong, J., Chai, J., Ampaw, E.M., Amofah, D.O., Ansong, K.W, 2020. The relationship among customer operant resources, online value co-creation and electronic-word-of-mouth in solid waste management marketing. *Journal of Cleaner Production*. 248, 1–56. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119228>
- Gumisiriza, R., Hawumba, J., Okure, M, 2017 Tecnologías de valorización de residuos de biomasa en energía: un caso de revisión para el procesamiento de banano en Uganda. *Bioteconología Biocombustibles*, 10. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0689-5>
- Hernandes, A.C., Keiko, J, 2020. A system dynamic modelling approach for municipal solid waste management and financial analysis. *Journal of Cleaner Production*. 269, 1–50. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122350>
- Kaza., Slipa., Yao, L., Bhada, P., Van Woerden, F., 2018. *What a Waste 2.0; A global snapshot of solid waste management to 2050*. Washington DC: World Bank
- Maneiro, J.M., Burguillo, M., (2007). El ecoetiquetado: ¿Un instrumento eficiente de política ambiental? *Boletín económico de ICE, Información Comercial Española*. 39-50.

https://www.researchgate.net/publication/28174540_El_ecoetiquetado_Un_instrumento_eficiente_de_politica_ambiental

Palazón, P, 2009. El verde de moda. *Producto*. 309, 34-36

Sharma, P., Gupta, B., Pandey, M., Singh, K., Prashant, P, 2021. Downdraft biomass gasification: A review on concepts, designs analysis, modelling and recent advances. 456, 5333-5341. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.08.789>

Rivera, L., Bugarolas, M, 2003. Estrategias comerciales para los productos ecológicos. *Distribución y consumo*. 13, 15-23. https://www.researchgate.net/publication/28061187_Estrategias_comerciales_para_los_productos_ecologicos

United States Environmental Protection Agency, 2022. Decision support tool for waste management. <https://www.epa.gov/emergency-response-research/decision-support-tools-waste-management> (acceso 19/12/2022).

United States Environmental Protection Agency, 2023. Managing and Reducing Wastes: A Guide for Commercial Buildings. <https://www.epa.gov/smm/managing-and-reducing-wastes-guide-commercial-buildings> (acceso 02/03/2023).

Working Group and Environmental Auditing, 2023. *Auditin Waste Management*. Waste management actors and policy tools. <https://sisu.ut.ee/waste/book/module-3-waste-management-actors-and-policy-tools> (acceso 19/12/2022).

Zurbrügg, c., Caniato, M., Vaccari, M, 2014. How Assessment Methods Can Support Solid Waste Management in Developing Countries—A Critical Review. *Sustainability*. 6, 545–570. <https://doi.org/10.3390/su6020545>

GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS EN COMUNIDADES DE LA PROVINCIA DE ZAMORA CHINCHIPE – ECUADOR

Aguilar R., S.¹; Cisneros A., M.²; Villa-Achupallas, M.^{1,3}; Lobo García de Cortázar, Amaya³

¹ Department of Chemistry, Materials and environment research group, School of Environmental Engineering, Universidad Técnica Particular de Loja, 11 01 608 Loja, Ecuador, mavilla@utpl.edu.ec

² Department of Civil Engineering, Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL)

³ Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España
amaya.lobo@unican.es

Resumen

La provincia de Zamora Chinchipe se localiza en la región oriental al sur del Ecuador. Se caracteriza por presentar una amplia diversidad biológica y forestal que la han hecho merecedora de albergar seis áreas nacionales protegidas. Sus suelos son ricos en minerales, lo que ha incrementado la actividad minera en los últimos años. Tanto la minería como la ganadería y agricultura constituyen las principales actividades económicas de la población.

La situación socioeconómica de la población ha sido positivamente impactada por el desarrollo de fuentes de empleo. Sin embargo, también se ha intensificado la minería aluvial a pequeña escala, con el consecuente impacto ambiental en la zona. A nivel de territorio, la distribución espacial de las comunidades es heterogénea. Muchas de ellas carecen de acceso por vías de primer orden, y esto dificulta contar con un servicio adecuado para la recolección de residuos, problemática que se intensifica por malas prácticas ambientales, como el depósito incontrolado en terrenos baldíos, vertido a cuerpos de agua, quema de residuos, entre otros.

En atención a esta problemática, desde 2016 se desarrollaron estudios para evaluar el modelo de gestión de residuos en trece comunidades de los cantones de Zamora, Yacuambi, Chinchipe, El Pangui y Palanda. Además, se ha determinado la generación per cápita (GPC) y la composición de los residuos domésticos producidos. En promedio, la GPC oscila entre 0,39 y 1,01 kg/hab/día. La composición de residuos está encabezada por la fracción orgánica, que representa al 75%, seguido por plástico y, papel y cartón en menor proporción. En este trabajo se presenta un resumen de estos estudios, que culminan con el diseño de una propuesta para mejorar la gestión integral de los residuos generados.

Palabras clave: gestión integral, contaminación ambiental, residuos municipales.

1. Introducción

Los servicios de saneamiento como la recolección y disposición final de residuos constituyen un indicador de la calidad de vida de una población. El crecimiento de la población mundial supone un desafío a la problemática de la gestión de residuos. En 2016, la producción mundial de residuos sólidos municipales fue de aproximadamente 2,01 mil millones de toneladas, y se espera que aumente a 3,40 mil millones de toneladas en 2050 (Bank 2019).

El crecimiento económico y la urbanización son los principales impulsores de la producción de residuos sólidos, especialmente en los países en desarrollo (Hoornweg and Bhada-Tata 2012). De acuerdo con Kaza et al. (2018), países en torno a un 82% de nivel de urbanización alcanzan tasas de producción de residuos en torno a 2,21 kg/hab/día, mientras que países del África subsahariana generan 0,46 kg/hab/día, con una tasa de urbanización del 38 %.

De acuerdo con Solíz-Torres et al., (2020), la producción per cápita en Ecuador fue de 0,597 kg/hab/día en zonas urbanas. La gestión de los residuos producidos diariamente constituye un desafío para las municipalidades. Problemas como la falta de sistemas eficientes de recolección, segregación en el origen y la resistencia de la población para mejorar el manejo de los mismos, limitan la implementación de medidas efectivas que minimicen su impacto ambiental.

En zonas rurales se reportan valores de 0,205 kg/hab/día ((Peñañiel-Arcos et al. 2022); 0,26 kg/hab/día (Vélez et al. 2019); 0,330 kg/hab/día (Paredes-Pacheco and Coral-Carillo 2022) y 0,42 kg/hab/día (Marañón-Flor and Villalba 2015). La variabilidad de estos valores se justifica por la práctica de costumbres ancestrales en cada una de estas comunidades. En el caso de cantones con poblaciones pequeñas, estos se caracterizan por una predominante actividad agropecuaria, como los situados en la provincia de Zamora Chinchipe que registra producciones per cápita en torno a 0,24–0,47 kg/hab/día ((Solíz-Torres et al. 2020).

Zamora Chinchipe es una provincia localizada al sureste del Ecuador. Se caracteriza por su reconocida biodiversidad en flora y fauna. Se reconoce coloquialmente como la tierra de aves y cascadas. La riqueza mineral de sus suelos es fuertemente explorada y explotada, principalmente para la recuperación de oro y cobre (Drobe et al. 2013). Entre los principales productos cultivados en la zona se encuentran café, cacao y banano (Clark and Martínez 2016). El apoyo del sector minero para mejorar la infraestructura vial y financiar proyectos de saneamiento ha mejorado la calidad de vida y el nivel socioeconómico de la población (Cardno Shaping the future 2018).

El desarrollo económico de la zona se ve impactado por el incremento en la producción y variabilidad de residuos (Vélez et al. 2019). Asegurar la gestión adecuada de estos residuos significa mejorar la capacidad operativa de los municipios (Paredes-Pacheco and Coral-Carillo 2022). A pesar de las iniciativas nacionales, con proyectos emblemáticos como el Plan nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos, la escasa disponibilidad de presupuestos limita la implementación de medidas oportunas (Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022).

2. Metodología

2.1 Recopilación de información

La información que se presenta en este trabajo fue recopilada a partir del proyecto Gestión Integral de Residuos Sólidos en Ecuador liderado por la Universidad Técnica Particular de Loja, con la participación de docentes y estudiantes de la carrera de Gestión Ambiental en modalidad Abierta y a Distancia, a partir del cual se han desarrollado trabajos de tesis a partir del año 2016.

Hasta el momento se han desarrollado 72 trabajos de investigación de los cuales 13 se localizan en la provincia de Zamora Chinchipe y se analizan en este trabajo; de éstos cinco corresponden a cabeceras cantonales (sector urbano) y ocho a cabeceras parroquiales (sector rural).

2.2 Evaluación del manejo actual

La evaluación del manejo actual se realizó siguiendo una metodología es descriptiva. Se realizó un levantamiento de información base mediante encuestas. La encuesta aplicada consideró un total de 45 preguntas y evalúa las etapas de (a) almacenamiento y segregación, (b) aprovechamiento y recolección, (c) percepción del servicio de gestión municipal y, (d) necesidades de sensibilización y capacitación. La

información recopilada se contrastó con visitas de observación y entrevistas a autoridades municipales, trabajadores del servicio de limpieza y recolección y a operadores de sitios de disposición final.

El número de encuestas realizadas en cada comunidad se determinó a partir de la ecuación para poblaciones definidas, con una confiabilidad entre el 90 y 95%.

$$n = \frac{Nz^2pq}{(N-1)e^2 + z^2pq} \quad (1)$$

Donde: (N) número de habitantes, (z) constante de confiabilidad, (p) probabilidad de éxito del 50%, (q) probabilidad de fracaso del 50%, (e) error muestral del 10% tanto en la determinación del número de encuestas como del número de muestras.

2.3 Caracterización de residuos sólidos

La caracterización de residuos se realizó durante ocho jornadas de muestreo. El número de muestras se determinó en función del número de viviendas, mediante la ecuación (1) para poblaciones definidas con un 90% de confiabilidad.

Los puntos de muestreo se seleccionaron aleatoriamente y fueron distribuidos a lo largo de la superficie. Previo a la toma de muestras se entregó un kit de muestreo integrado por tres bolsas para el almacenamiento diferenciado de residuos orgánicos, inorgánicos y desechos de baño. La recolección de muestras fue puerta a puerta. Durante la recolección de muestras se registró su peso y el número de personas residentes en la vivienda.

2.3.1 Generación per cápita

Corresponde a la cantidad diaria de residuos que genera una persona, se determina a partir de la siguiente ecuación.

$$GPC = \frac{\text{Peso de residuos}}{\text{Número de personas}} \quad (2)$$

2.3.2. Composición de residuos

Se determina a partir de la relación entre el peso de un material específico identificado en los residuos y el peso total de residuos.

$$\%_{\text{composición}} = \frac{\text{Peso de residuo por material}}{\text{Peso total de residuos}} \quad (3)$$

Tabla 1. Número de encuestas realizadas y muestras tomadas por comunidad

Nro .	Comunidad	Cantón	Nivel	Población	Nº encuestas	Viviendas	Nº muestras	Fuente
1	Guadalupe	Zamora	Rural	928	64	162	48	(Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016)
2	Yacuambi	Yacuambi	Urbano	1350	300	326	160	(Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017)
3	Zumba	Chinchipe	Urbano	4115	351	1652	312	(Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017)
4	La Paz	Yacuambi	Rural	2099	861	618	204	(Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017)
5	Pachicutza	El Pangui	Rural	1295	76	308	38	(Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018)
6	El Guismi	El Pangui	Rural	1657	95	529	40	(Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018)

Nro .	Comunidad	Cantón	Nivel	Población	Nº encuestas	Viviendas	Nº muestras	Fuente
7	Tundayme	El Pangui	Rural	866	43	156	34	(Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018)
8	El Pangui	El Pangui	Urbano	2567	370	980	197	(Heredia-Granda and Cisneros-Abad 2018)
9	Cumbarantza	Zamora	Urbano	5310	169	1427	77	(Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020)
10	Palanda	Palanda	Urbano	2907	30	515	30	(García-Vaca and Villa-Achupallas 2021)
11	El Kiim,	Yacuambi	Rural	144	24	30	9	(Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022)
12	Kurintza	Yacuambi	Rural	378	72	108	28	(Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022)
13	Napurak	Yacuambi	Rural	184	31	46	13	(Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022)

3. Resultados y Discusión

3.1 Segregación en la fuente

Más del 50% de las comunidades urbanas aseguran que segregan sus residuos en orgánicos e inorgánicos. En particular, en Palanda el 93% (García-Vaca and Villa-Achupallas 2021) y en el Pangui el 85% (Heredia-Granda and Cisneros-Abad 2018). De las poblaciones rurales estudiadas el mayor porcentaje de segregación, del 51%, se realiza en Pachikutza (Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018), mientras que otras parroquias como Guadalupe y La Paz (Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016; Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017) reconocen que no realizan segregación en el origen.

La calificada como deficiente gestión municipal (Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018; Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017; Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017), desanima a la población. En Ecuador se cuenta con la norma técnica NTE INEN 2841:2014 que dispone de los lineamientos para la estandarización de colores de contenedores para la segregación. Algunos municipios como en Palanda (García-Vaca and Villa-Achupallas 2021), han promovido la separación de residuos orgánicos e inorgánicos a nivel urbano. Sin embargo, esta medida no se sigue a nivel parroquial.

Los resultados de las encuestas reportan inconformidad en la población por iniciativas de segregación disipadas por falta de servicios de recolección diferenciada y planes de aprovechamiento (Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018). La falta de segregación reduce el potencial de valorización de los residuos generados e incrementa el volumen de residuos que requieren disposición final (Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020).

3.2 Almacenamiento

En las comunidades en estudio el almacenamiento de residuos se realiza en contenedores plásticos, seguido de bolsas y cartones. Los municipios de Palanda y Cumbarantza cuentan con normativa que exige a la población la adquisición de contenedores plásticos con cierre hermético para la segregación en el hogar color verde para orgánicos y negro para inorgánicos (García-Vaca and Villa-Achupallas 2021; Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020). En un 90% de las familias estudiadas se disponen de hasta tres contenedores localizados en cocina, baño y patio (Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016; Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017; Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017). A nivel rural se cuenta con zonas de almacenamiento comunitario en el que se acumulan los residuos generados hasta su recolección.

3.3 Recolección

La distribución política del país establece la competencia de la gestión de residuos al gobierno municipal. Las comunidades estudiadas se localizan en cinco de los diez municipios de la provincia de Zamora Chinchipe.

- a. El municipio de Zamora presta el servicio de recolección a dos parroquias urbanas y cinco parroquias rurales. Dispone de cuatro vehículos de recolección que recogen los residuos entre dos (Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016) y tres (Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020) veces por semana. A pesar de prestar el servicio no se cuenta con información definida respecto a rutas y horarios de recolección.
- b. El municipio de Yacuambi atiende a una parroquia urbana y dos rurales. En este cantón alberga a comunidades de la etnia shuar quienes no tributan tasas por este servicio (Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022). A nivel urbano la recolección se da dos veces por semana, mientras que a nivel rural se recolectan los residuos una vez por semana. El municipio cuenta con un camión recolector de 6 toneladas de capacidad. La falta de horarios de recolección definidos favorece la acumulación de desechos en las aceras (Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017).
- c. El municipio de Palanda sirve a una parroquia urbana y cinco rurales. En la parroquia urbana la recolección es diferenciada para lo cual cuenta con horarios definidos y calificados como satisfactorios por la población quienes almacenan sus residuos en sus viviendas en caso de suspensión del servicio por cualquier eventualidad (García-Vaca and Villa-Achupallas 2021).
- d. El municipio de El Pangui atiende a una parroquia urbana y tres rurales. El servicio de recolección se da dos veces por semana mediante un vehículo recolector (Heredia-Granda and Cisneros-Abad 2018) que recorre las parroquias sin horario ni rutas definidas (Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018).
- e. El municipio de Chinchipe presta el servicio de recolección de tres veces por semana a una parroquia urbana y de una vez por semana a cinco parroquias rurales mediante un solo vehículo ante el desafío de una población que irrespeta los horarios definidos y acumula sus desechos en las aceras (Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017).

A lo largo de los trabajos estudiados, cuando se suspende el servicio de recolección, la comunidad indica que entierra sus residuos (Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020), los quema (Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016), los deposita en cuerpos de agua cercanos (Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022), acumula en la acera o terrenos baldíos (Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017; Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017; Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017). Estos problemas se derivan de la falta de políticas públicas y gestión presupuestaria a nivel municipal (Han et al. 2018; Paredes-Pacheco and Coral-Carillo 2022; Vélez et al. 2019)

3.4 Aprovechamiento

La fracción orgánica de residuos sólidos se aprovecha potencialmente en las comunidades rurales. A nivel rural las viviendas cuentan con áreas verdes en las que más del 50% entierran los restos de alimentos de origen vegetal o los ocupan como alimento animal (Chuncho-Macas and Rosado-Alcarria 2018; Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017; Tene-Quezada and Villa-Achupallas 2022). A nivel cantonal, el municipio de Chinchipe dispone de instalaciones para el aprovechamiento de un 5% de residuos orgánicos mediante compostaje (Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017), sin embargo, estas instalaciones se encuentran en desusó de acuerdo con el informe publicado por el ministerio del Ambiente en Ecuador (Carpio-Amancha 2021).

De los materiales recuperables como papel, plástico y cartón un 30% recolecta envases plásticos para su comercialización a empresas recicladoras (Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017; Morales-Carrión

and Cisneros-Abad 2017). De manera general en Ecuador se estima que únicamente el 4% de estos residuos se reciclan (Solíz-Torres et al. 2020). En la provincia de Zamora Chinchipe se localiza la empresa Eco-Wiblock la cual ocupa los residuos plásticos generados en el municipio de Yantzaza para la producción de madera plástica (Gobierno Autónomo Municipal de Yantzaza 2020)

3.6 Disposición final

Los municipios de Chinchipe, Yacuambi y Zamora disponen sus residuos en rellenos sanitarios (Carpio-Amancha 2021; Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017; Herrera-Obando and Aguilar-Ramírez 2020; Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017), mientras que en los municipios de Palanda y El Pangui depositan sus desechos en botaderos a cielo abierto (Carpio-Amancha 2021; García-Vaca and Villa-Achupallas 2021; Heredia-Granda and Cisneros-Abad 2018).

De manera general en las comunidades estudiadas, la población asegura que las instalaciones de disposición final almacenen los desechos sin discriminación, carece de zonas para la recuperación de material diferenciado, han cumplido su vida útil (Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016), se localizan cerca de fuentes de agua (Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017) con riesgo de contaminación por infiltración de lixiviados, y no cuentan con celdas de seguridad (Cumbicus-Cumbicus and Cisneros-Abad 2017) para el almacenamiento de residuos hospitalarios (Medina-Abrigo and Cisneros-Abad 2017).

Respecto a la operación de estos sitios, el personal carece de los elementos de seguridad necesarios para su manipulación y de la maquinaria para la operación de las celdas por lo que los desechos almacenados son insuficientemente compactados (García-Vaca and Villa-Achupallas 2021; Heredia-Granda and Cisneros-Abad 2018; Lozano-Lituma and Villa-Achupallas 2016; Morales-Carrión and Cisneros-Abad 2017)

3.7 Generación per cápita y composición de los residuos

La figura 1 presenta los resultados de generación per cápita (GPC) determinada en cada una de las comunidades urbanas (U) y rurales (R) estudiadas se encuentran entre 0,39 – 0,87 kg/hab/día con un promedio de 0,534 kg/hab/día, en el año 2021 la GPC a nivel nacional fue de 0,597 kg/hab/día (Solíz-Torres et al. 2020). A nivel provincial se estima una producción de 41,77 toneladas diarias (Carpio-Amancha 2021).

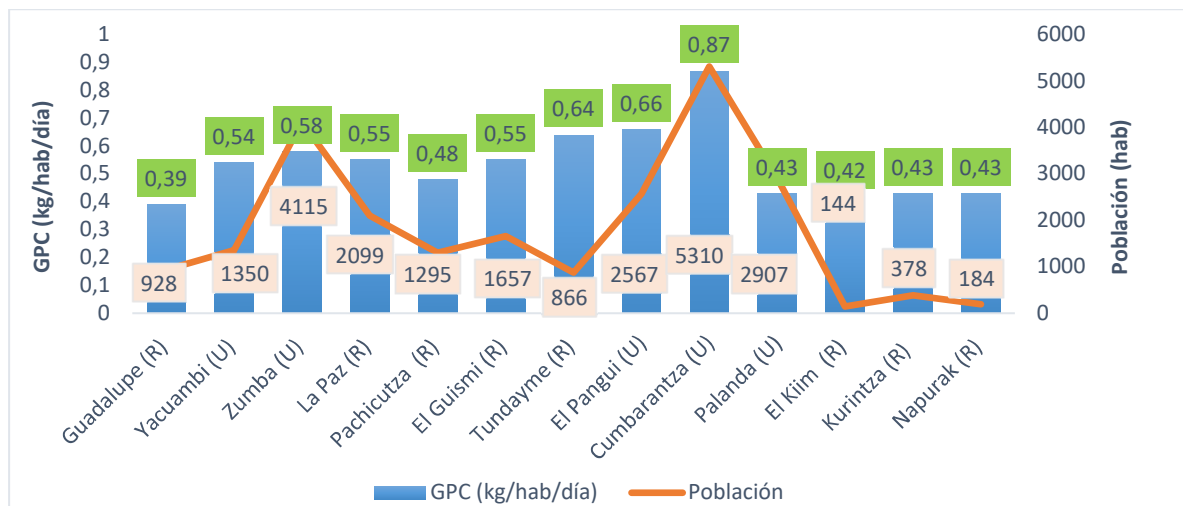


Figura 1. Producción per cápita de residuos en comunidades estudiadas.

En promedio (Figura 2) de los residuos generados en las comunidades estudiadas el 76% corresponde a residuos orgánicos, seguidos del 18,02% de residuos inorgánicos recuperables y un 5,98% de restos sanitarios o de baño. De acuerdo con (Solíz-Torres et al. 2020) en Ecuador, el 55,65 % son residuos sólidos orgánicos mientras que el 44,35 % corresponde a los residuos inorgánicos. La marcada diferencia en la

proporción de residuos orgánicos de debe a la influencia de la actividad agrícola que se desarrolla en la provincia.

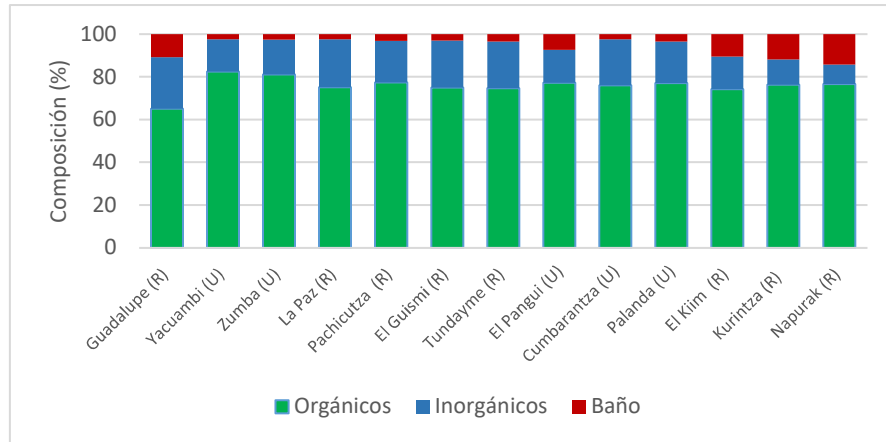


Figura 2. Composición de residuos en comunidades estudiadas.

4. Conclusiones

Para lograr un manejo adecuado de los residuos sólidos generados en las comunidades de la provincia de Zamora Chinchipe, es necesario implementar estrategias efectivas para satisfacer las necesidades respecto a la segregación, almacenamiento, recolección, aprovechamiento y disposición final de los residuos, así como promover buenas prácticas que fomenten la reducción y reciclaje en la comunidad.

La población debe hacerse responsable del contexto ambiental, fortaleciendo sus capacidades y creando conciencia sobre el impacto ambiental de sus hábitos de consumo y manejo domiciliario, que actualmente no son gestionados adecuadamente. Hoy son depositados en instalaciones que carecen de la infraestructura adecuada o vertidos en ríos y terrenos baldíos, promoviendo graves problemas ambientales.

Los gobiernos municipales deben seguir las iniciativas y políticas públicas promovidas por el gobierno para mejorar la gestión de residuos, así como buscar implementar tecnologías que favorezcan el aprovechamiento y recuperación de residuos, así como gestionar fuentes de financiamiento a nivel internacional que apoyen programas de protección ambiental.

5. Agradecimientos

A la carrera de Gestión Ambiental de la modalidad abierta y a distancia de la Universidad Técnica Particular de Loja que ha apoyado el desarrollo de este programa de investigación a lo largo de estos años, en las personas de José Miguel Guamán Caraguay, Daniel Rosado Alcarria, Paulina Aguirre Chamba, Diana Jumbo Flores, así como a los estudiantes que desarrollaron su trabajo de tesis en las comunidades estudiadas.

6. Referencias

- Bank, World. 2019. World Development Report 2019: The Changing Nature of Work. DC: World. Washington: DC: World Bank.
- Cardo Shaping the future. 2018. Environmental and social impact assessment Fruta Del Norte Project.
- Carpio-Amancha, E. 2021. Estadísticas de Gestión Integral de Residuos y Desechos Sólidos No Peligrosos Municipales. Quito.
- Chuncho-Macas, M., and D. Rosado-Alcarria. 2018. Propuesta de Plan de Gestión Integral Para Los Residuos Sólidos Generados En Las Cabeceras Parroquiales de: Pachicutza, El Guismi y Tundayme

Del Cantón El Pangui.” Grado, UTPL, Pachicutza, El Guismi y Tundayme, El Pangui, Zamora Chinchipe.

- Clark, Patrick, and Luciano Martínez. 2016. “Local Alternatives to Private Agricultural Certification in Ecuador: Broadening Access to ‘New Markets’?” *Journal of Rural Studies* 45:292–302. doi: 10.1016/j.jrurstud.2016.01.014.
- Cumbicus-Cumbicus, D., and M. Cisneros-Abad. 2017. “Propuesta de Un Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Generados En La Cabecera Cantonal Zumba, Cantón Chinchipe, Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, Zumba, Chinchipe, Zamora Chinchipe.
- Drobe, J., D. Linsay, H. Stein, and J. Gabites. 2013. “Geology, Mineralization, and Geochronological Constraints of the Mirador Cu-Au Porphyry District, Southeast Ecuador.” *Society of Economic Geologists, Inc.* 108:11–35.
- García-Vaca, C., and M. Villa-Achupallas. 2021. “Gestión Integral de Los Residuos Sólidos Generados En La Cabecera Cantonal Palanda, Cantón Palanda, Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, Palanda, Zamora Chinchipe.
- Gobierno Autónomo Municipal de Yantzaza. 2020. “Yantzaza Impulsa Nuevo Proyecto de Reciclaje de Plástico.” [Http://www.Yantzaza.Gob.Ec/Index.Php/Noticias/Administracion-2019-2023/Acciones-2020/1988-Yantzaza-Impulsa-Nuevo-Proyecto-de-Reciclaje-Plastico.](http://www.yantzaza.gob.ec/index.php/noticias/administracion-2019-2023/acciones-2020/1988-yantzaza-impulsa-nuevo-proyecto-de-reciclaje-plastico)
- Han, Zhiyong, Yong Liu, Min Zhong, Guozhong Shi, Qibin Li, Dan Zeng, Yu Zhang, Yongqiang Fei, and Yanhua Xie. 2018. “Influencing Factors of Domestic Waste Characteristics in Rural Areas of Developing Countries.” *Waste Management* 72:45–54.
- Heredia-Granda, L., and M. Cisneros-Abad. 2018. “Plan de Gestión Integral Para Los Residuos Sólidos Generados En El Casco Urbano Del Cantón El Pangui, Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, El Pangui, Zamora Chinchipe.
- Herrera-Obando, R., and S. Aguilar-Ramírez. 2020. “Propuesta de Plan de Gestión Integral Para Los Residuos Sólidos Generados En La Cabecera Parroquial de Cumbaratza, Cantón Zamora, Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, Cumbarantza, Zamora, Zamora Chinchipe.
- Hoornweg, D., and P. Bhada-Tata. 2012. “What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management.” The World Bank.
- Kaza, Silpa, Lisa Yao, Perinaz Bhada-Tata, and Frank Van Woerden. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.* edited by Urban Development Series. Washington, DC: World Bank.
- Lozano-Lituma, L., and M. Villa-Achupallas. 2016. “Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Domiciliarios Para La Cabecera Parroquial de Guadalupe, Cantón Zamora, Provincia Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, Guadalupe, Zamora, Zamora Chinchipe.
- Marañón-Flor, K., and F. Villalba. 2015. “Modelo de gestión integral de los residuos sólidos urbanos en la cabecera parroquial de Limoncocha.” Universidad Internacional SEK, Quito.
- Medina-Abrigo, M., and M. Cisneros-Abad. 2017. “Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Para La Cabecera Cantonal de Yacuambi, Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, Yacuambi, Zamora Chinchipe.
- Morales-Carrión, M., and M. Cisneros-Abad. 2017. “Plan de Gestión de Residuos Sólidos para La Parroquia La Paz Cantón Yacuambi Provincia de Zamora Chinchipe.” Grado, UTPL, La Paz, Yacuambi, Zamora Chinchipe.

- Paredes-Pacheco, L., and K. Coral-Carillo. 2022. "Diseño de un plan de gestión integral de residuos sólidos para la comunidad de chinaló alto de la parroquia Chugchilán, cantón Cigchos, provincia de Cotopaxi en el periodo 2020-2021." Universidad Internacional SEK, Quito.
- Peñañiel-Arcos, Pedro, Robinson Herrera-Feijoo, Theofilos Toulkeridis, Clara Ruiz-Sánchez, and Janeth Reyes-Villacrés. 2022. "Management of Domestic Solid Waste in Rural Communities – a Case Study of the Río Blanco Community, Ecuador." *Green World Journal* 5(3):050–050. doi: 10.53313/gwj53050.
- Solíz-Torres, M., J. Durango-Cordero, J. Solano-Peláez, and M. Yépez-Fuentes. 2020. *Cartografía de Los Residuos Sólidos En Ecuador. Primera.* edited by M. Solíz-Torres, Universidad Andina Simón Bolívar, INEC, VLIR-UOS, G. Alianza Global para Alternativas a la Incineración, Alianza Basura Cero Ecuador, and Acción Ecológica. Quito: Universidad Andina Simón Bolívar.
- Tene-Quezada, K., and M. Villa-Achupallas. 2022. "Propuesta de Un Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Para Tres Centros Shuar: El Kiim, Kurintza y Napurak, Del Cantón Yacuambi, Provincia de Zamora Chinchipe." *Grado, UTPL, El Kiim, Kurintza y Napurak, Yacuambi, Zamora Chinchipe.*
- Vélez, A., P. Peñañiel, M. Heredia, S. Barreno, and J. Chávez. 2019. "Proposal for the Managment System Dor Domestic Solid Waste in the Waorani Gareno Communitu of the Ecuadorian Amazon." *Environment Sciences* 33–24. doi: <https://doi.org/10.1079/cyt.v12i2.234>.

PRESUPUESTO PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN GUADALAJARA, JALISCO, MÉXICO

Marín Cabrera, Omar^{1*}; Fernández López, Mayra Fabiola^{1**}; Venegas Sahagún, Beatriz Adriana^{2***}

¹Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N°799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México.

² Departamento de Estudios Regionales – INESER, Centro Universitarios de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Periférico Norte N°799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México.

* omar.marin7038@alumnos.udg.mx; ** mayra.fernandez6354@alumnos.udg.mx;

*** beatriz.adriana@ucea.udg.mx

Resumen

La Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) es y ha sido un problema constante para los gobiernos municipales mexicanos, siendo una de las principales causas del fracaso el bajo presupuesto destinado a esta. El objetivo de esta investigación es indagar y analizar el presupuesto destinado a la GIRSU del municipio de Guadalajara, Jalisco, México, el cual en su Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018–2021 Visión 2030, está trabajando bajo el paradigma de la Economía Circular, teniendo como meta reducir en un 50 % los residuos que llegan al relleno sanitario incrementando la capacidad de acopio, la participación ciudadana y el aprovechamiento de la fracción orgánica, por lo que es necesario tener capacidad financiera.

La metodología fue cualitativa, realizando búsqueda hemerográfica y entrevistas. Los resultados muestran que en el año 2022 se pagan sólo de nóminas al personal \$2.334.665,16 USD y de acuerdo al contrato con la empresa concesionada, el costo por tonelada recolectada es de \$20.54 USD, por lo que en el año 2020 se pagaron \$12.971.570,50 USD.

Lo reflejado en el gasto refleja que no se cuenta con un presupuesto planeado destinado a la GIRSU, lo que deja entrever una falta de capacidad financiera en donde el tema de los residuos no es primordial cuando se va a realizar el ejercicio presupuestal, acto que afecta a la larga el cumplimiento de la meta propuesta. El presupuesto se va principalmente al pago de nóminas y de la concesión. Utilice esta plantilla y los estilos definidos para las diferentes secciones: Título 1, Título 2 y Título 3 para los títulos de los diferentes niveles de las secciones. Normal para el texto. Título Figura y Título tabla para las leyendas de figuras y tablas, respectivamente

Diseño de página: tamaño A4 (21 x 29,7 cm), con márgenes izquierdo y derecho de 2,5 cm y superior e inferior de 2 cm. Utilice el estilo Normal. La comunicación tendrá una extensión máxima de 8 páginas. Secciones Introducción, Metodología, Resultados, Discusión, Conclusiones y Referencias. Este documento se presenta con el formato requerido.

Palabras clave: Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, presupuesto, Guadalajara, concesiones.

1. Introducción

La prestación de los servicios públicos es un tema que le compete directamente a los gobiernos municipales, los cuales de acuerdo con Sánchez Bernal y Rosas Arellano son la base inicial para impulsar el bienestar en el entorno inmediato de los ciudadanos” (2022, p.43). El tema de la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) recae en el servicio de recolección, traslado y disposición final que los gobiernos locales brindan a la población.

La GIRSU es y ha sido un desafío para los gobiernos locales y sus agendas, ya que en los últimos años el crecimiento desmedido de la población, la industrialización y la rápida urbanización (Das et al., 2019) han sido factores clave para el aumento en la generación de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), cuestión que impacta directamente en las finanzas de los gobiernos encargados de su gestión, ya que los costos para su manejo han aumentado en las últimas décadas (García Bátiz y Venegas Sahagún, 2022). A pesar del aumento en los costos, el presupuesto que se designa para la GIRSU es cada vez más limitado a nivel mundial, lo cual impide que se cumplan las metas y objetivos establecidos, realizando así manejos ineficientes (Zainal, 2021; Ochoa Tejada, 2021)

En México lo anterior no es la excepción, los municipios batallan día con día para lograr realizar las actividades básicas de recolección, traslado y disposición final ya que el presupuesto con el que cuentan llega a ser mínimo y no es acorde a las funciones esenciales de una GIRSU, por lo que existe incapacidad financiera para realizar las operaciones básicas. En el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos en México se reconoce abiertamente que la falta de presupuesto hace que los municipios designen la mayoría de este a la disposición final, lo cual ha reducido la cobertura de recolección (SEMARNAT, 2020), ocasionando así un aumento en los sitios de disposición clandestinos o que incumplen con la normatividad e incremento en personal voluntario o sin paga para recolectar y separar residuos, es decir, trabajadores informales.

Es así como el objetivo de esta investigación es indagar y analizar el presupuesto destinado a la GIRSU del municipio de Guadalajara, Jalisco, México, el cual en su Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018–2021 Visión 2030, está trabajando bajo el paradigma de la Economía Circular, teniendo como meta reducir en un 50 % los residuos que llegan al relleno sanitario incrementando la capacidad de acopio, la participación ciudadana y el aprovechamiento de la fracción orgánica, sin embargo, para lograrlo es necesario tener capacidad financiera.

Con lo anterior se pretende responder la siguiente pregunta de investigación, ¿el presupuesto que destina el gobierno de Guadalajara, Jalisco para la GIRSU es suficiente para alcanzar los objetivos planteados en el Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018–2021 Visión 2030? ya que conocer el presupuesto destinado para la GIRSU permite visualizar las condiciones existentes en el municipio para poder lograr GIRSU exitosa.

2. Metodología

Esta investigación está enmarcada dentro de los estudios cualitativos descriptivos, cabe señalar que se estableció el estudio de caso como estrategia de investigación, ya que se realiza una revisión y análisis profundo sobre el proceso y no se tiene intención de generalizar (Arzaluz Solano, 2005). Los estudios de caso son importantes cuando se analizan municipios, tal como menciona Arzaluz Solano (2005), ya que estos son heterogéneos, y sus experiencias resultan enriquecedoras.

Para obtener los datos se realizaron búsquedas hemerográficas, revisión de las páginas oficiales de transparencia del municipio y se utilizaron bases de datos; aunado a esto, se solicitó una entrevista con la dependencia encargada de las acciones operativas de recolección, traslado, transferencia y disposición final, que es la Dirección de Aseo Público.

2.1 El municipio de Guadalajara

El Guadalajara es uno de los cinco municipios más importantes de México, ya que siendo la capital del estado de Jalisco es y ha sido un punto de referencia a nivel mundial. Actualmente este municipio cuenta con una población total de 1.385.629 (INEGI, 2020), y continúa en proceso de gentrificación con construcciones verticales, debido a que su mancha urbana ya comprende todo el territorio (ver imagen 1), lo cual es uno de los principales retos para la GIRSU, ya que la cantidad de RSU generada está incrementado a la par que la población.



Figura 1. Mapa de Jalisco, México.



Figura 2. Mapa de Guadalajara y sus municipios colindantes.

A continuación, se puede observar un gráfico en donde se presenta las toneladas de RSU recolectados al año (ton/año) acorde con INEGI (2021) en este municipio.

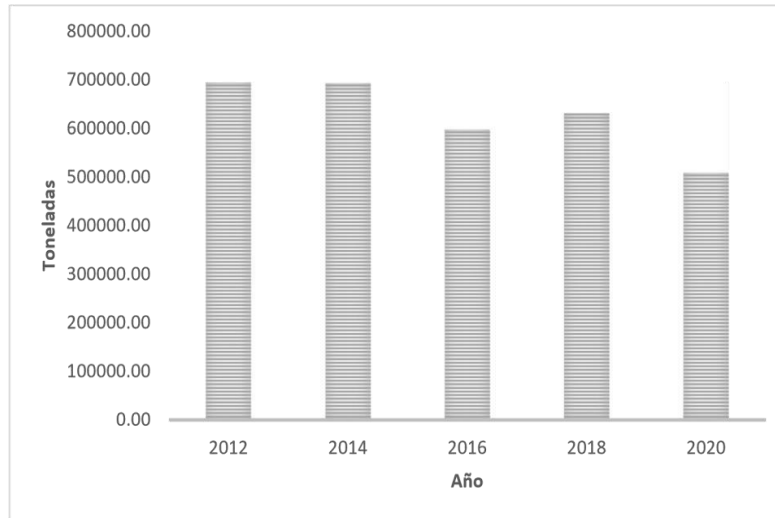


Figura 3. Toneladas de RSU por año.

En el año 2018, el gobierno de Guadalajara publica su Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018-2021 Visión 2030, el cual tiene como objetivo “Consolidar un modelo de gestión integral de residuos que minimice los impactos ambientales provocados por los residuos sólidos urbanos, optimice económicamente su manejo, y responda a las necesidades de los ciudadanos con criterios de sustentabilidad y orden. Derivado de lo anterior, para 2030 se busca que Guadalajara logre disminuir en un 50% la cantidad de residuos que son depositados en rellenos sanitarios” (Gobierno de Guadalajara, 2018), lo anterior debido a la preocupación en el incremento de los RSU, la falta de conciencia ambiental y el impacto socio ambiental como externalidad del mal manejo de los mismos.

Desde hace 17 años el municipio tiene concesionadas las actividades de recolección, traslado, transferencia y disposición final con la empresa Caabsa Eagle, S.A. de C.V. Sin embargo, desde la administración municipal pasada (2019-2021) se han tenido problemas con dicha empresa, logrando así el cierre del sitio de disposición final Los Laureles en donde se depositaban los residuos de este municipio y el cual estaba concesionado a dicha empresa. Cabe mencionar que uno de los problemas que se alternan continuamente por parte del municipio es que la mayor parte del presupuesto destinado a la GIRSU se utiliza para pagar a la concesionaria.

Por otro lado, el municipio cuenta con 20 puntos limpios y 8.600 papeleras, los cuales están concesionados a SULO México S.A. DE C.V.

De acuerdo con lo mencionado en el Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018-2021 Visión 2030 “la recolección, transporte y disposición final de los desechos que se generan en la ciudad implica el ejercicio de alrededor del 6 % del presupuesto anual” (Gobierno de Guadalajara, 2018:62). Resulta importante mencionar que en este municipio, como en la mayoría del país, la población no paga por el servicio público que comprende la recolección, traslado y disposición final de los residuos sólidos urbanos, lo cual complejiza el tema del financiamiento.

3. Resultados

Los resultados que se presentan a continuación se exponen en dos partes, la primera comprende los datos obtenidos en las páginas de transparencia del municipio y búsqueda en internet del presupuesto parcial y antecedentes de gasto en materia de GIRSU; y la segunda hace un análisis sobre los objetivos planteados en el Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018-2021 Visión 2030 y la factibilidad de estos acorde al presupuesto.

3.1 El presupuesto y los gastos

En la página oficial, la información referente al presupuesto de egresos anual contiene sólo datos generales y no desglosa información específica referente a las actividades que comprenden la GRSU, complicando el objetivo final de la investigación. Se encontró que el presupuesto de egresos en el año 2022 para la

Jefatura de Aseo público, fue de \$30.552.051,38 USD. En una nota de prensa, se presentó que para el año 2023 se autoriza un presupuesto de \$23.864.602,15 USD para pagar a las concesionarias Caabsa Eagle S.A. de C.V. Y SULO México S.A. DE C.V. Esta información no se pudo corroborar en la entrevista con la dependencia encargada debido a que negaron proporcionar la información.

Para tener una mejor aproximación al presupuesto total se revisaron los costos de operación visibles en la página de transparencia, como lo es el pago de las nóminas del año 2022 referentes al personal operativo y directivo, las cuales ascendieron a \$2.334.665,16 USD anuales. Aunado a esto, se realizó un cálculo del costo por tonelada que se paga a Caabsa Eagle S.A., en este sentido, el municipio tuvo que pagarle a la empresa en el año 2020 la cantidad de \$12.971.570,50 USD, el costo por tonelada es de \$20.54 USD y continúa vigente (Gobierno de Guadalajara, 2022).

Por lo que lo presentado anteriormente se resume en la siguiente tabla:

Tabla 1. Costos de operación.

Rubro	Presupuesto	Gasto
Presupuesto de egresos Jefatura de Aseo Público (2022)	\$30.552.051,38 USD	
Presupuesto de egresos Dirección de Medio Ambiente	\$3.393.318,57 USD	
Presupuesto autorizado para pagar las concesiones (2023)	\$23.864.602,15 USD	
Pago de Nóminas Aseo Público (2022)		\$2.334.665,16 USD
Pago a Caabsa Eagle S.A. aproximado (2020)		\$12.971.570,50 USD

Sí bien, las fechas tienen un desfase, se puede observar que la mayor parte del presupuesto de egresos de la Jefatura de Aseo Público se puede ir al pago de la concesionarias y al pago de nóminas.

Haciendo un breve recuento del gasto en el pago a concesionarias, en el año 2017 “se le otorgaron a la empresa Caabsa Eagle, S.A. de C.V. cuatro cheques por una suma de \$1.126.760,56 millones de dolares correspondientes a dos meses todavía no trabajados” (Diario NTR).

Siguiendo las líneas anteriores, durante el 2013, los costos por recolección, transferencia y disposición final por parte de Caabsa Eagle S.A. de C.V. ascendieron a \$17.049.914,76 USD, es decir, \$27.73 USD, IVA incluido, por tonelada dispuesta en el relleno sanitario (Gobierno de Guadalajara, 2022).

3.2 El ideal de los objetivos

En la siguiente tabla se esquematiza el objetivo del programa para poder responder la pregunta de si es o no alcanzable acorde al presupuesto, tomando sólo el presupuesto de egresos autorizado en el año 2023 de \$30.552.051,38 USD.

Tabla 2. Objetivos específicos del programa.

Objetivo específico del programa	¿Es alcanzable con el presupuesto destinado?	
Objetivo específico 1. Reducción de la generación de residuos desde la fuente y evitar que estos lleguen a sitios de disposición final, a través de acciones que fomenten la valorización formal de los materiales y su reintegración a la cadena de valor (economía circular).	Los tres objetivos están enfocados al paradigma de la economía circular, en donde se presupone que se cuenta con un manejo eficiente de los RSU, sin embargo, acorde a las cifras monetarias presentadas con anterioridad, el municipio destina la mayor parte de su recurso a pagar a las concesionarias, las cuales han evidenciado el tener un manejo deficiente de los RSU.	
Objetivo específico 2. Implementar un modelo económico eficiente en la gestión de los residuos que cuente con la aceptación social de los ciudadanos y sea sostenible financieramente para el municipio.		Para poder lograr los objetivos anteriores, y tal como Bernache Pérez et al. (2023) señalan, se deben generar estrategias de gobernanza en donde la población sea un actor activo para lograr una GIRSU exitosa. Pero para esto se deben crear campañas constantes de concientización con la población, por lo que la Dirección de Medio Ambiente es esencial, sin embargo, en esta dependencia en el área de Educación Ambiental se cuenta tan sólo con 5 personas, lo cual complica el generar campañas.
Objetivo específico 3. Aumentar la corresponsabilidad ciudadana con la generación y manejo de sus residuos; así como la adopción de una cultura de orden.		

4. Conclusiones

Respondiendo a la pregunta ¿el presupuesto que destina el gobierno de Guadalajara, Jalisco para la GIRSU es suficiente para alcanzar los objetivos planteados en el Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero 2018–2021 Visión 2030? de acuerdo con la evidencia presentada en el apartado de los resultados se puede argumentar que no es suficiente, esto debido a que el presupuesto destinado está enfocado a dos grandes rubros: el pago de salarios y el pago a las empresa concesionarias, por lo que el municipio está sólo realizando las actividades básicas de recolección, traslado y disposición final de los RSU.

Lo reflejado en el gasto demuestra que no se cuenta con un presupuesto planeado destinado a la GIRSU, lo que deja entrever una falta de capacidad financiera en donde el tema de los residuos no es primordial cuando se va a realizar el ejercicio presupuestal, acto que afecta a la larga el cumplimiento de la meta propuesta. El presupuesto para la GIRSU se va principalmente al pago de nóminas y de la concesión, sin embargo, se está descuidando el tema de educación ambiental, mantenimiento, infraestructura, valorización, entre otros.

En cuanto a lograr la corresponsabilidad ciudadana, esta no se ha podido alcanzar debido a que si bien, se tienen los puntos limpios, éstos no fueron socializados, por lo que el tema de educación y concientización ambiental es clave. Cabe mencionar que la población actual del municipio de Guadalajara está centrada en temas más visibles como: la movilidad, escasez de agua, inseguridad y pobreza, dándole menos importancia a la GIRSU.

Este tipo de trabajos pone en evidencia la falta de información en materia económica sobre las acciones enfocadas a la GIRSU, no se cuenta con un presupuesto definido, por lo que no se puede realizar un

proceso de planeación formal. Aunado a esto, las acciones para lograr una GRSU eficiente no dependen de una misma dirección, lo que no permite visibilizar el gasto en conjunto, por lo que siguen siendo cuentas aisladas lo que afecta la sustentabilidad económica del proceso de gestión.

Referencias

Las referencias aparecerán al final del documento de acuerdo con el formato de la revista Waste Management (si se utiliza el gestor Mendeley o equivalente), que establece los siguientes formatos para los diferentes tipos de publicaciones:

Arzaluz Solano, S. (2005). La utilización del estudio de caso en el análisis local. *Región y sociedad*, 17(32), 107-144.

Bernache-Pérez, G., De Medina-Salas, L., Castillo-González, E., & Giraldo-Díaz, M. R. (2023). Strategies to Strengthen Integrated Solid Waste Management in Small Municipalities. *Sustainability*, 15(5), 4318.

Carranza, R. (2022, 28 de septiembre). ¿Por qué Jalisco tiene esa forma tan extraña? - México

Desconocido. México Desconocido. <https://www.mexicodesconocido.com.mx/por-que-jalisco-tieneesa-forma-tanextrana.html#galeria>

Das, S., Lee, S. H., Kumar, P., Kim, K. H., Lee, S. S., & Bhattacharya, S. S. (2019). Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability. *Journal of cleaner production*, 228, 658-678.

De Desarrollo Social, I. N. (s. f.). Ley Federal de Presupuesto y Responsabilidad Hacendaria. Marco Normativo. [gob.mx. https://www.gob.mx/indesol/documentos/ley-federal-de-presupuestoyresponsabilidad-hacendaria-marco-normativo](https://www.gob.mx/indesol/documentos/ley-federal-de-presupuestoyresponsabilidad-hacendaria-marco-normativo)

Gobierno de Guadalajara (2022). Ley de Transparencia - Presupuesto de Egresos 2022 | Ayuntamiento de Guadalajara | Guadalajara - Gobierno Municipal. <https://enlinea.guadalajara.gob.mx/egresos/presupuesto.php>

Diario NTR (2019) 'Premian' a Caabsa con \$20 millones. NTR Guadalajara. https://www.ntrguadalajara.com/post.php?id_nota=129818

García Bátiz, M.L. y Venegas Sahagún, B.A. (2022). Disposición a pagar por el servicio de manejo de los residuos sólidos urbanos en los municipios del área metropolitana de Guadalajara. En J. S. Sánchez Martínez (Coord.) *Las finanzas públicas en los municipios del Área Metropolitana de Guadalajara* (pp. 65-90). El Colegio de Jalisco.

INEGI (2020). Censo de población y vivienda 2020. Disponible en <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>

INEGI (2021). Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2021. Disponible en <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/>

Ochoa Tejeda, G. V. Incidencia del costo de la gestión integral de residuos sólidos en el presupuesto del Gobierno Autónomo Municipal de La Paz: Periodo 2008-2017 (Doctoral dissertation).

Sánchez Bernal, A. y Rosas Arellano, J. (2022). El financiamiento de los servicios públicos de los gobiernos municipales del Área Metropolitana de Guadalajara. En J. S. Sánchez Martínez (Coord.) *Las finanzas públicas en los municipios del Área Metropolitana de Guadalajara* (pp. 43-64). El Colegio de Jalisco.

Se establece en la Constitución en el art 4o el derecho de toda persona a un medio ambiente adecuado para su desarrollo y bienestar | Comisión Nacional de los Derechos Humanos - México. (s. f.).

<https://www.cndh.org.mx/index.php/noticia/se-establece-en-la-constitucion-en-el-art-4o-elderechode-toda-persona-un-medio-ambiente>

Gobierno de Guadalajara (2021). Programa Municipal para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Base Cero. guadalajara.gob.mx.

[https://guadalajara.gob.mx/Programa Municipal para la Gest%C3%B3n Integral de Residuos S%C3%B3lidos%20\(1\).pdf](https://guadalajara.gob.mx/Programa_Municipal_para_la_Gesti%C3%B3n_Integral_de_Residuos_S%C3%B3lidos%20(1).pdf)

SEMARNAT Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020) Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. México. Disponible en: <https://www.gob.mx/inecc/accionesyprogramas/diagnostico-basico-para-la-gestion-integral-de-los-residuos-2020>

Zainal, Z., Rambey, R. R., & Rahman, K. (2021). Governance of Household Waste Management in Pekanbaru City. *MIMBAR: Jurnal Sosial dan Pembangunan*, 37(2), 275-285.

Software: Coon, E., Berndt, M., Jan, A., Svyatsky, D., Atchley, A., Kikinzon, E., Harp, D., Manzini, G., Shelef, E., Lipnikov, K., Garimella, R., Xu, C., Moulton, D., Karra, S., Painter, S., Jafarov, E., & Molins, S., 2020. Advanced Terrestrial Simulator (ATS) v0.88 (Version 0.88). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3727209>.

MODELO RURAL DE GESTIÓN DE RESIDUOS EN EL GOBIERNO GUARANI KEREIMBA IYAAMBAE, CHACO CRUCEÑO BOLIVIANO

Morales, Sergio Mauricio^{1*}; Daza von Boeck, Mariana²

¹Proyecto Basura 0, Helvetas Swiss Intercooperation Bolivia

²Proyecto Basura 0, Helvetas Swiss Intercooperation Bolivia

*sergio.morales@helvetas.org

Resumen

La Autonomía Indígena Guaraní Kereimba Iyaambae (GAIGKI), está ubicada al sudeste de Bolivia y tiene una superficie de 4.022,93 km², cuenta con una población de 13.644 habitantes mayoritariamente de origen guaraní. A la fecha aún conserva su organización política autóctona organizada por comunidades indígenas. Cuenta con una generación per cápita de residuos de 0,55 kg/hab/día acumulando una generación diaria de 7,50 Toneladas. Para implementar una correcta gestión de residuos en la región se ha desarrollado un modelo piloto rural en sinergia con las costumbres y el potencial de aprovechamiento de los residuos para las comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo; identificando tres componentes de intervención: (1) Base normativa y de planificación en materia de residuos; (2) Gestión Operativa con énfasis en el aprovechamiento descentralizado; (3) Corresponsabilidad y acción comunitaria. El diseño metodológico aplicado en el estudio consideró un enfoque mixto cuanti-cualitativo donde se identificaron las características iniciales existentes y se precisaron aspectos técnicos mediante observación directa de las prácticas sociales relacionadas al manejo de residuos. Se ha consolidado un reglamento Comunitario de Gestión de Residuos y Programa Comunitario de Gestión de Residuos por primera vez en Bolivia para un territorio indígena. Se han construido centros de acopio de residuos inorgánicos en comunidades rurales y un canal de comunicación con empresas de reciclaje; finalmente respecto a los residuos orgánicos se han implementado sistemas de compostaje familiar y comunal; y el uso de residuos orgánicos seleccionados como alimento de animales de granja; logrando disminuir al menos el 70 % los residuos que llegan al sitio de disposición final de residuos por parte de Eiti y Gutierrez Pueblo, logrando minimizar los impactos ambientales. El presente documento ha sido elaborado en el marco del Proyecto Basura 0 en Bolivia, financiado por la Agencia Sueca de Desarrollo Internacional (ASDI) e implementado por Helvetas Swiss Intercooperation, Swisscontact y Aguatuaya Bolivia.

Palabras clave: Guaraní; Comunitario; Aprovechamiento; Descentralizado; Corresponsabilidad

1. Introducción

En el Estado Plurinacional de Bolivia, actualmente existen 339 Municipios y 12 Autonomías Indígenas, entre las cuales, una de las más recientes es el Gobierno Autónomo Indígena Guaraní Kereimba Iyaambae (GAIGKI) en el Departamento de Santa Cruz (Presidencia, 2023).

La Constitución Política del Estado en sus artículos: 303.I.1 (Competencias transferidas de los Gobiernos Autónomos Municipales a las Autonomías Indígenas Originario Campesinas), 298.II.30 (Política de servicios básicos como competencia exclusiva nacional), 299.II.1 y 9 (Competencia concurrente para control de la contaminación ambiental y proyectos de agua potable y tratamiento de residuos sólidos), 302.I.27 y 40; delimita los alcances de la competencia del GAIGKI respecto a la gestión de residuos sólidos (CPE, 2009).

Así mismo, la Ley N° 755 de Gestión Integral de Residuos establece la jerarquización de la Gestión Integral de Residuos orientándose a la prevención, maximizar el aprovechamiento y minimizar la disposición final

de los residuos, restringiendo en lo posible esta actividad solo a los residuos no aprovechables (MMAyA, 2015).

Así mismo, de acuerdo con Gaceta Oficial de Bolivia (2016), el Reglamento General de la Ley 755 aprobado mediante Decreto Supremo 2954 establece los lineamientos para la prestación de la Gestión operativa de Residuos a nivel Municipal.

Por tanto, el GAIGKI, al ser un municipio ubicado en la provincia Cordillera en el departamento de Santa Cruz, y con una población de 13.644 habitantes; una producción per cápita de residuos de 0,55 kg/hab/día equivalente a una generación diaria de 7,50 Toneladas; de los cuales el 62,73 % corresponde a residuos orgánicos y el 13,95 % a residuos inorgánicos; posicionando un potencial de aprovechamiento de 76,68 %; requiere de diversas acciones para enmarcarse en la legislación vigente (Helvetas, 2020).

En los espacios o asentamientos rurales, los servicios de gestión de residuos sólidos tienen baja cobertura, calidad y continuidad. Los residuos sólidos, en ausencia de medidas adecuadas de gestión, aprovechamiento, tratamiento y disposición final, contaminan los suelos y los cuerpos de agua generando problemas de salud pública. (Tchobanoglous, 2002)

El presente documento aborda los hallazgos identificados al implementar un modelo piloto Rural en sinergia con las costumbres, el potencial de aprovechamiento de los residuos existente para las comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo del GAIGKI, y los mandatos de la Ley 755 de Gestión Integral de Residuos del Estado Plurinacional de Bolivia; siendo esta la primera experiencia Boliviana de trabajo en una Autonomía Indígena.

2. Metodología

El diseño metodológico aplicado en el estudio consideró un enfoque mixto cuanti-cualitativo donde se identificaron las características iniciales existentes en infraestructura y/o equipamiento y se precisaron aspectos técnicos mediante observación directa de las prácticas sociales relacionadas al manejo de residuos.

En criterio de MiAmbiente (2018) la problemática de los residuos sólidos se plantea como un gran desafío, por la generación excesiva, debido al alto consumo de bienes y servicios, que llegan en algunos casos hasta agotar los recursos naturales utilizados para la producción de estos. De acuerdo con las políticas que se implementen para el manejo de los residuos sólidos, pueden obtenerse beneficios directos si no se trata todo como basura y se considera el aprovechamiento de estos.

Por otro lado, considerando que los residuos sólidos rurales generalmente tienen una composición heterogénea y su problemática puede ser muy variada porque sus efectos sobre el ambiente están muy influenciados por las condiciones climáticas, geológicas, edáficas y geográficas del sitio; por tanto, es necesario abordar la problemática aprovechando las condiciones locales de la zona de estudio (CODINA, 1999).

Considerando lo descrito con anterioridad se ha implementado un modelo piloto Rural en sinergia con las costumbres y el potencial de aprovechamiento de los residuos existente para las comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo del GAIGKI; identificando los siguientes componentes:

- (1) Base normativa y de planificación en materia de residuos
- (2) Gestión Operativa con énfasis en el aprovechamiento descentralizado
- (3) Corresponsabilidad y acción comunitaria

3. Resultados

Componente 1: Base normativa y de planificación en materia de residuos

El Reglamento fue desarrollado en base a los Estatutos Autonómicos del GAIGKI y fue socializado con todos los sectores de este territorio y este instrumento normativo contempla entre otras a las siguientes obligaciones de todos los generadores respecto a la reducción de la generación de residuos en cantidad y

peligrosidad; separación de los residuos en origen, coadyuvar en el aprovechamiento de la fracción orgánica y almacenar los residuos inorgánicos en sitios específicos para su posterior comercialización (GAIGKI, 2022).

Con el establecimiento de una base Político Normativa se puede influenciar a buenas prácticas a los pobladores del GAIGKI, sin embargo, un aspecto clave que fue desarrollado en paralelo está relacionado a la designación de un técnico responsable de Gestión Integral de Residuos Sólidos del Municipio para lograr velar por el cumplimiento de estas obligaciones y en su defecto aplicar el régimen de sanciones que corresponda.

El artículo 41 de la Ley 755 de Gestión Integral de Residuos (MMAyA, 2015) establece que los Gobiernos Municipales deben “establecer y aplicar la planificación municipal para la gestión integral de residuos”, por tanto, el GAIGKI ha desarrollado la planificación de la gestión de residuos en armonía a la normativa existente, pero sin desacreditar los usos y costumbres que tienen presentes al ser una instancia indígena.

De acuerdo con PCGIRS-GAIGKI (2022) el Programa Comunitario de Gestión Integral de Residuos Sólidos contempla 4 componentes que están siendo implementados a través de diversas acciones del GAIGKI:

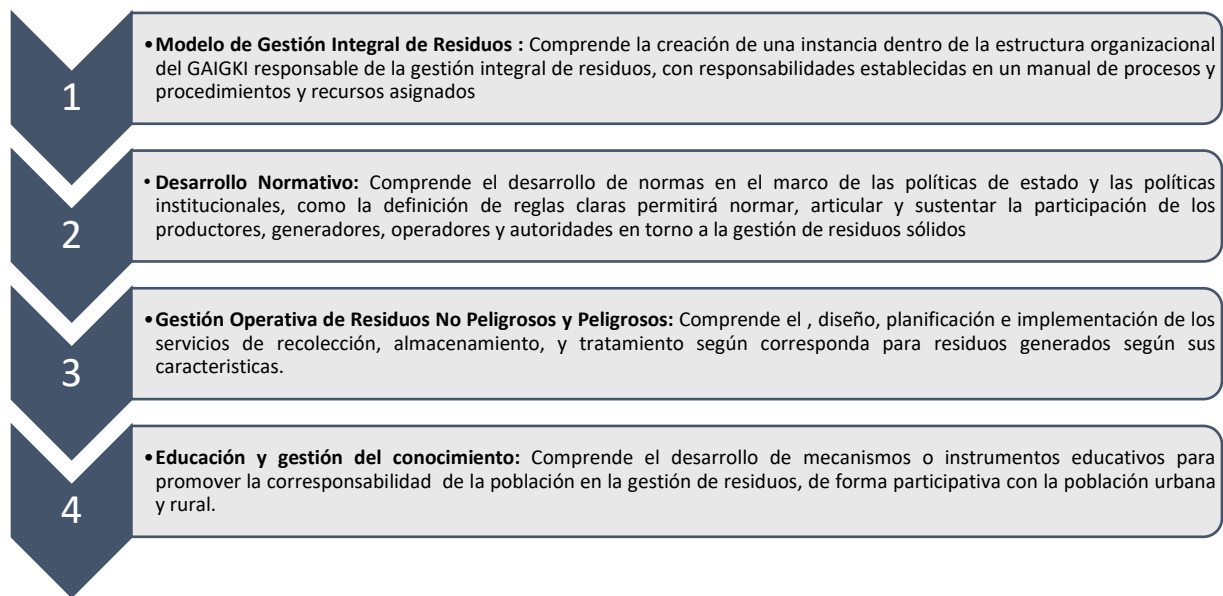


Figura 1. Componentes del Programa Comunitario de Gestión Integral de Residuos Sólidos del GAIGKI

Respecto al acápite 2 del Programa Comunitario de Gestión Integral de Residuos Sólidos se han consolidado estas acciones con la promulgación de la normativa específica del GAIGKI y que se encuentra en actual vigencia. (PCGIRS-GAIGKI, 2022)

La aplicación de los acápite 1, 3 y 4 del Programa Comunitario de Gestión Integral de Residuos Sólidos fueron desarrolladas considerando como piloto a las comunidades rurales de Eiti y Gutierrez Pueblo, para más adelante poder escalar estas soluciones en las restantes comunidades del GAIGKI. (PCGIRS-GAIGKI, 2022)

Componente 2: Gestión Operativa con énfasis en el aprovechamiento descentralizado

Respecto a la Gestión Operativa y la construcción del modelo de gestión aplicado en el GAIGKI se han identificado los siguientes procesos, considerando procedimientos específicos de acuerdo con el siguiente detalle:

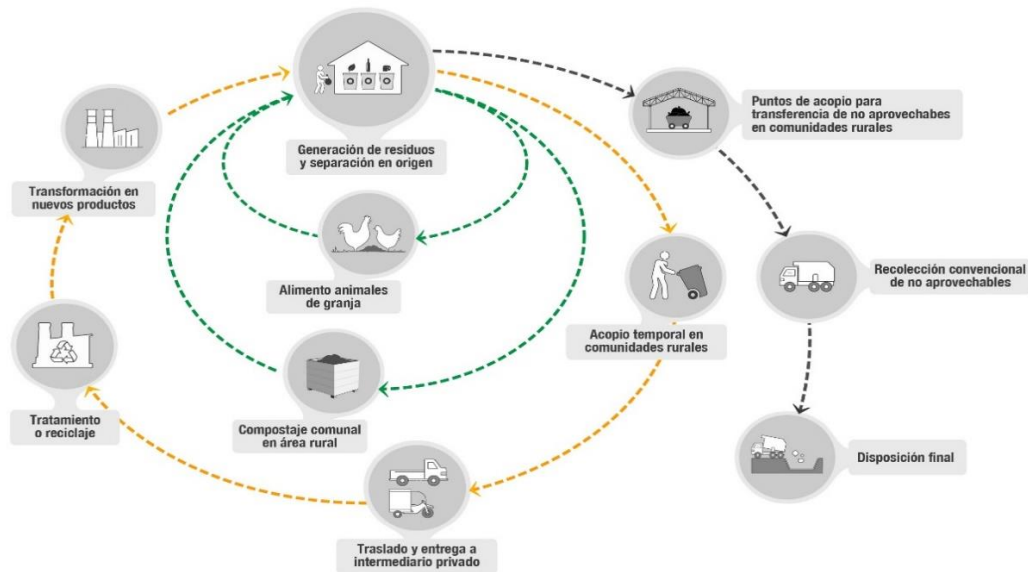


Figura 2. Procesos y procedimiento de gestión de residuos del GAIGKI

El flujo de los residuos orgánicos expresados en verde es manejado a través de compostaje descentralizado rural o alimento de animales de granja considerando una separación previa.

El comportamiento de los residuos inorgánicos expresados en amarillo considera un acopio temporal de material preseleccionado para posteriormente comercializarlo.

Finalmente, el flujo de residuos no aprovechables en negro corresponde a la denominada basura o material no aprovechable que es dispuesto en otras instalaciones, cabe recalcar que la cantidad que llega a estas instalaciones es mucho menor considerando que gran parte de los residuos es aprovechable.

Residuos Orgánicos

Para consolidar el aprovechamiento descentralizado de residuos orgánicos se han considerado sistemas de auto aprovechamiento a través de la consolidación de prácticas relacionadas al uso de perdidas o desperdicios de alimento (PDA) como insumo alimenticio de animales de granja, estas prácticas responden a una conducta rutinaria de comunidades rurales que muchas veces son una alternativa de aprovechamiento de los PDA en zonas alejadas.

Los denominados PDA están conformados por: Frutas y verduras (cáscaras, parte de frutas, hojas, restos de comida no basada en carne, etc.) que no hayan sido cocidas o mezcladas con aceite, carne, salsas, condimentos u otros.

Sin embargo, estas prácticas han sido optimizadas a través de capacitación y generación de materiales orientadores que permitan un correcto uso de las perdidas o desperdicios de alimento, sin generar incidencias negativas en los animales.

Con el correcto uso de estas prácticas se ha logrado aprovechar al menos el 65% de los residuos orgánicos que se generan en las comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo, permitiendo que estos residuos no lleguen a disposición final.

Los restantes 35% correspondientes a restos de poda, alimentos podridos o en descomposición fueron destinados a una compostera comunal (una para Eiti y otra para Gutierrez Pueblo) con una capacidad de 4,5 m³ y configurada en tres módulos independientes de 1,5 m³ de capacidad en armonía a la metodología establecida por MMAyA, (2014).



Figura 3. Compostera comunal del GAIGKI

El material de fabricación de estas estructuras fue de madera tratada y una malla metálica para evitar el ingreso de roedores a estos espacios, además de una base de hormigón con un sistema de drenaje para lixiviados para evitar el contacto de los residuos con el suelo; así mismo de acuerdo con la experiencia de operaciones de compostaje se ha identificado un tiempo de residencia de 45 días para la culminación de proceso con una aireación manual a través de agitación y una hidratación mediante el regado de las pilas conformadas.

Residuos Inorgánicos

Respecto a los residuos inorgánicos que son generados en la comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo se han priorizado los papeles, cartones, plásticos y aluminio, debido a que estos son los que son generados en su mayoría. El material de fabricación de estas estructuras fue de madera tratada y una malla metálica para evitar el ingreso de roedores a estos espacios, además de una base de hormigón con un sistema de drenaje para lixiviados para evitar el contacto de los residuos con el suelo; así mismo cada centro de acopio cuenta con una capacidad de 12 m³ y configurada en dos módulos independientes de 6 m³ de capacidad, considerando las siguientes dimensiones: 2 metros x 2 metros y un altura máxima de 1,5 metros.



Figura 4. Centro de acopio temporal de residuos inorgánicos

Un aspecto condicionante al aprovechamiento de residuos inorgánicos está relacionado a su potencial de comercialización, es en ese sentido que se han configurado estos espacios para el almacenamiento de botellas PET, plásticos de un solo uso y bolsas plásticas, latas de aluminio y metales en un primer módulo, y en el módulo consiguiente papel y cartón.

Con estas acciones se la logrado separar y comercializar al menos el 13,95 % de los residuos generados, proporcionando un ingreso económico adicional en beneficio de la comunidad y un beneficio ambiental notable desde la reducción de residuos en disposición final y la estética de cada una de las comunidades.

Residuos No Aprovechables

Si bien las acciones de aprovechamiento de la fracción orgánica e inorgánica de residuos en las comunidades han permitido reducir en gran medida los residuos que llegan a disposición final existen un 23,32% de residuos generados en estas comunidades que son identificados como no aprovechables.

Considerando las distancias y limitantes en equipamiento para el traslado de estos materiales a disposición final, se ha optado por incorporar al modelo de gestión los puntos de acopio para transferencia de no aprovechables en comunidades rurales. En ese sentido se ha previsto un espacio de madera tratada y una malla metálica para evitar el ingreso de roedores a estos espacios, además de una base de hormigón con un sistema de drenaje para lixiviados para evitar el contacto de los residuos con el suelo.

Estos espacios están destinados para el almacenamiento temporal de residuos no aprovechables los cuales son transportados a través de un camión volqueta del GAIGKI una vez a la semana al sitio de disposición final de residuos para su respectivo confinamiento.

Componente 3: Corresponsabilidad y acción comunitaria

Como se ha podido apreciar en los acápite anteriores las medidas que se han implementado van de la mano de una corresponsabilidad y participación de las comunidades beneficiarias. En ese sentido se han generado diversos espacios de capacitación a nivel familiar y escolar a través de las unidades educativas priorizando las siguientes temáticas:

- Separación en origen
- Reducción de volumen de residuo inorgánicos
- Aprovechamiento de residuos orgánicos a través del compostaje
- Almacenamiento de residuos

3. Discusión

Habiéndose implementado las medidas descritas con anterioridad para una correcta gestión de residuos en dos comunidades rurales, se hace necesario escalar estas acciones a otras para poder generar el impacto deseado.

Existen prácticas de aprovechamiento de residuos orgánicos (uso de los PDA como alimento de animales de granja) realizadas por comunidades rurales que pueden ser optimizadas para evitar que se generen impactos negativos a la salud y el ambiente.

Las medidas que se han implementado van de la mano de una corresponsabilidad y participación de las comunidades beneficiarias, de no existir un apoyo y seguimiento constante se corre el riesgo de que las medidas no tengan los beneficios que se esperan.

Uno de los mayores desafíos al momento de implementar un modelo rural de gestión de residuos está estrechamente vinculado a la apropiación de estas acciones como una rutina y encontrar las sinergias de las buenas prácticas en materia de residuos con sus usos y costumbres.

4. Conclusiones

El diseño metodológico aplicado en el estudio consideró un enfoque mixto cuanti-cualitativo donde se identificaron las características iniciales existentes en infraestructura y/o equipamiento y se precisaron aspectos técnicos mediante observación directa de las prácticas sociales relacionadas al manejo de residuos.

Se ha consolidado el primer reglamento y Programa Comunitario de Gestión de Residuos de Bolivia, el cual tiene como énfasis la prevención de la generación, la separación en origen y el fomento al aprovechamiento de residuos a nivel comunitario.

Considerando que los residuos sólidos rurales generalmente tienen una composición heterogénea y su problemática puede ser muy variada porque sus efectos sobre el ambiente están muy influenciados por las condiciones climáticas, geológicas, edáficas y geográficas del sitio; por tanto, es necesario abordar la problemática aprovechando las condiciones locales de la zona de estudio.

Se ha consolidado centros de acopio de residuos inorgánicos en comunidades rurales y un canal de comunicación con empresas de reciclaje; finalmente respecto a los residuos orgánicos se han implementado sistemas de compostaje familiar y comunal; y el uso de residuos orgánicos seleccionados como alimento de animales de granja.

Las acciones de aprovechamiento de residuos que se han implementado en las comunidades de Eiti y Gutierrez Pueblo han disminuido en al menos un 70 % los residuos que se llevan al sitio de disposición final de residuos, favoreciendo a la minimización de impactos ambientales en estas instalaciones, como también durante la prestación de los servicios de aseo.

Referencias

Codina, 2009. Residuos Sólidos en áreas rurales, Ramon A. Codina. Disponible en: https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/11107/6-residuos-slidos-en-reas-rurales-ramn-codina.pdf

CPE, 2009. Constitución Política del Estado Plurinacional de Bolivia. Disponible en: <http://www.planificacion.gob.bo/content/1478>

Gaceta Oficial de Bolivia, 2016. Decreto Supremo Nro. 2954 de Reglamento General a la Ley No 755 de Gestión Integral de Residuos. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

GAIGKI, 2022. Reglamento Normativo para la Gestión Integral de Residuos Sólidos en el Gobierno Autónomo Indígena Guaraní Kereimba Iyaambae. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

Helvetas, 2020. Diagnostico Territorial del Gobierno Municipal de Gutierrez. Proyecto Basura 0 en Bolivia. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

MMAyA, 2014 (a). Guía para el aprovechamiento de residuos orgánicos, aprobado mediante resolución Ministerial 398 del 29 de septiembre de 2014. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

MiAmbiente, 2018. Guía para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos en comunidades rurales. Ministerio de Ambiente, Autoridad del Canal de Panamá, Programa de las Naciones Unidas Panamá. Disponible en: <https://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2020/08/Anexo-6-Gestion-Desechos.pdf>

MMAyA, 2015. Ley 755 de Gestión Integral de Residuos, Ministerio de Medio Ambiente y Agua. Disponible en: <https://www.mmaya.gob.bo/marco-legal/leyes-y-normas/>

PCGIRS-GAIGKI, 2022. Programa Comunitario de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el Gobierno Autónomo Indígena Guaraní Kereimba Iyaambae. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

Presidencia, 2023; Estado de Situación de las Autonomías Indígenas Originarias Campesinas (AIOC) en Bolivia, Ministerio de la Presidencia de Bolivia. Disponible en: https://presidencia.gob.bo/images/Autonomia/documentos/DGOT-AIOC/ESTADO%20SITUACION%20AIOC%202023_05_19.pdf

Tchobanoglous, 2002. Handbook of Solid Waste Management, Second Edition – McGRAW – HILL. Disponible en: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9780071356237>

ANÁLISIS ESPACIAL CARTOGRÁFICO DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE COMPETENCIA MUNICIPAL EN ESPAÑA

Somnath Chaudhuri^{1,2}, Pablo Juan^{3,4}, Valeria Ibáñez-Forés⁴, María D Bovea⁴

¹Research Group on Statistics, Econometrics and Health (GRECS), University of Girona, Girona, Spain; ²CIBER of Epidemiology and Public Health (CIBERESP), Spain; ³IMAC, Universitat Jaume I, Castelló de la Plana, Spain; ⁴INGRES, Universitat Jaume I, Castelló de la Plana, Spain

Resumen

Este estudio explora la distribución espacial de los datos de cantidades de residuos recogidos procedentes de los hogares y del sector servicios (comercios, oficinas e instituciones públicas o privadas), cuya gestión es asumida por las Entidades Locales en España (fracción biorresiduo y fracción en masa). Para ello, se utiliza como fuente de datos, aquéllos suministrados por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Instituto Nacional de Estadística.

Se propone un modelo espacial para explorar la autocorrelación espacial y analizar la influencia de los factores socioeconómicos de cada una de las áreas geográficas analizadas (provincias). Para el modelado de los datos se aplica una metodología bayesiana que utiliza aproximaciones de Laplace Anidadas Integradas, con ecuaciones diferenciales parciales estocásticas. Los resultados identifican que la variabilidad en la cantidad de residuos recogidos en masa y biorresiduos está afectada por la autocorrelación espacial y las diferencias geográficas entre provincias. Los resultados pueden tener implicaciones importantes en la formulación de recomendaciones de políticas de gestión de residuos. La metodología se puede adaptar y aplicar a otros lugares urbanos a nivel mundial.

Palabras clave: Residuos sólidos urbanos, sistemas de gestión; valorización; análisis estadístico espacial.

1. Introducción

La generación de residuos es un problema importante a nivel mundial debido al alto volumen de residuos producidos por la población y las actividades económicas, así como a los impactos ambientales y sociales asociados con su eliminación y gestión inadecuadas. Según datos del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), en 2019 se generaron alrededor de 53,7 millones de toneladas de residuos en España, lo que representa una media de 1,14 toneladas de residuos por persona. Los residuos sólidos urbanos (RSU), también llamados residuos municipales, representan la mayor parte de los residuos producidos por la población, con una media de 472 kilogramos por persona al año (Gobierno de España, 2021).

En España, el marco legislativo en materia de residuos está regulado por la Estrategia Española de Economía Circular 2030 (EEEC, 2002) y la reciente Ley 7/2022 de Residuos y Suelos Contaminados para una Economía Circular, que transpone las Directivas 2018/851 y Directiva 2008/98, sobre residuos, y la Directiva 2019/904, relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plásticos en el medio ambiente. Dichas regulaciones se configuran como los principales instrumentos para el impulso de una economía circular y baja en carbono en España. Entre las medidas obligatorias que establecen, destaca la elaboración de planes de gestión que incentiven la mejora de la gestión de los RSU a lo largo de todo el territorio. En consecuencia,

a nivel nacional, se han ido publicando Planes Estatales Marco de Gestión de Residuos que han ido estableciendo objetivos y medidas, cada vez más restrictivos, para la gestión de residuos a nivel nacional. En el último Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022 (PEMAR, 2015) se incluyen diferentes objetivos de recuperación, entre los que destacan la garantía de la recogida selectiva de los biorresiduos, el reciclaje de al menos el 50 % de los residuos reciclables generados y una limitación máxima de disposición en vertedero del 35 % de los RSU generados.

A nivel nacional, la recogida selectiva de las fracciones vidrio, papel y cartón y envases está consolidada. Sin embargo, la recogida de la fracción de biorresiduos tiene una implantación progresiva dependiendo de la Comunidad Autónoma. Puesto que los biorresiduos representan más del 40 % de los RSU generados en España (PEMAR, 2015), su recogida selectiva ayuda a mejorar la gestión de la fracción recogida en masa.

En este contexto, el objetivo de este estudio es analizar las cantidades de residuos recogidos en masa y cantidades de biorresiduos recogidos selectivamente en cada provincia española en el año 2019 (pre-pandemia) e identificar las variables socioeconómicas (población, PIB y edad media) que condicionan cada una de ellas. Para ello, se aplican los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la modelización estadística espacial, con el fin de obtener una visualización de estas dos fracciones de residuos a lo largo del territorio español.

2. Metodología

La metodología aplicada en este estudio se muestra en la Figura 1 y se describe a continuación:

- **Etapa 1.** Caracterización de la recogida de la fracción biorresiduo y masa a nivel provincial, en el año 2019. Para ello, se obtienen datos relativos a:
 - la recogida selectiva de biorresiduos/recogida en masa en las diferentes provincias españolas, a partir de los datos publicados de manera oficial por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
 - información de variables socioeconómicas de la población española por provincias a partir de datos del INE.
- **Etapa 2.** Procesado de los datos y análisis gráfico de los mismos mediante mapas basados en SIG.
- **Etapa 3.** Análisis estadístico espacial con el fin de identificar qué variables socioeconómicas afectan a la recogida de residuos en masa y biorresiduos.

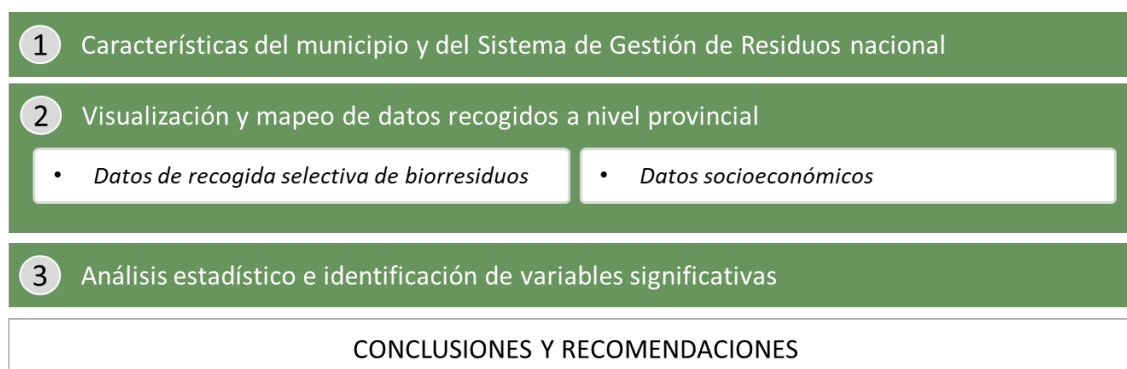
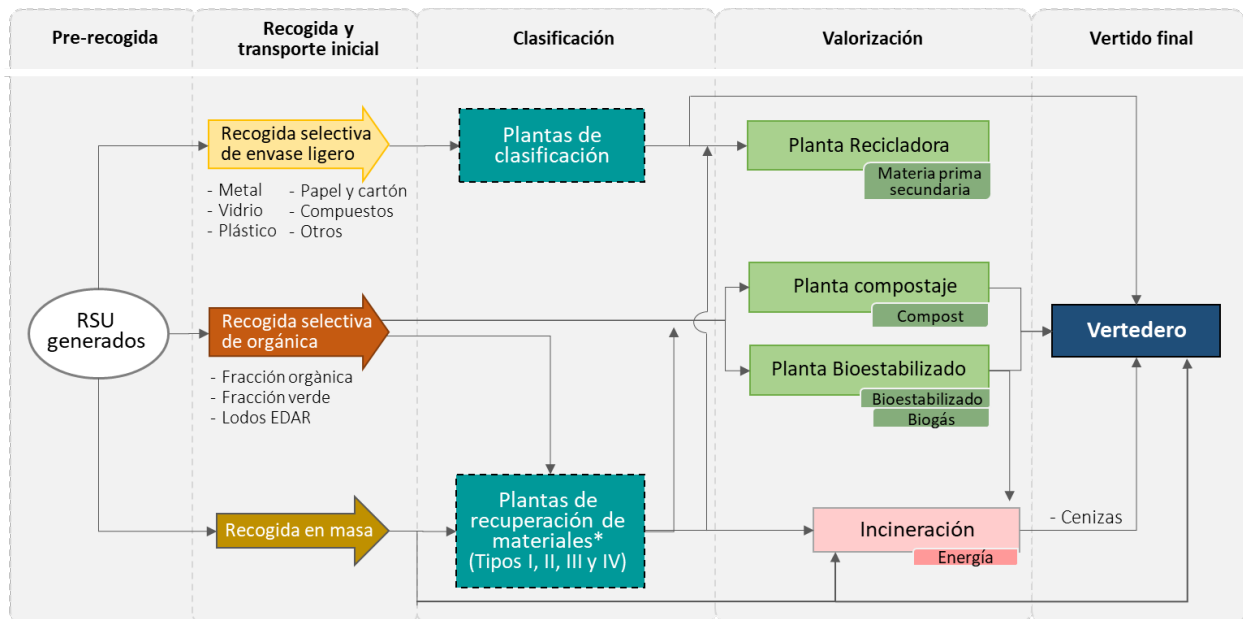


Figura 1. Gestión de Residuos en España. Fuente: adaptado de MITECO

3. Sistema de Gestión de Residuos nacional

España tiene una superficie de 505.990 km² y está dividida en 52 provincias que forman parte de 17 Comunidades Autónomas. Actualmente, se generan más de 22,3 millones de toneladas de RSU al año.

Aunque cada provincia/Comunidad Autónoma realiza la gestión de los RSU generados de manera particular, la Figura 2 esquematiza los diferentes flujos de gestión de los RSU. Como se observa, los RSU generados se recogen, o bien de forma selectiva (en diferentes fracciones reciclables u orgánicas), si han sido separados en origen, o bien en masa. Los residuos recogidos selectivamente se destinan a sus respectivas plantas de clasificación, donde se agrupan según sus propiedades y separan de cualquier material impropio, para favorecer su posterior reciclado. Si dichos materiales, recogidos selectivamente, son orgánicos se destinan a plantas de compostaje o biometanización. La fracción resto es recogida en masa y compactada en una estación de transferencia para la optimización del transporte hasta la planta de recuperación de materiales (PRM). En ellas, se separan los materiales valorizables para destinarlos a plantas de reciclaje o compostaje/biometanización según si son o no de naturaleza orgánica. El resto de materiales no clasificados se derivan bien a vertedero o a plantas de valorización energética. Una parte del residuo recogido en masa se destina directamente al vertido o incineración sin pasar por la PRM.



*Plantas de recuperación de materiales:

Tipo I – triaje de materiales reciclables a partir de residuo en masa

Tipo II – triaje de materiales reciclables a partir de residuo en masa y compostable del residuo orgánico selectivo

Tipo III – triaje de materiales reciclables a partir de residuo en masa y biostabilizado del residuo orgánico selectivo

Figura 2. Gestión de Residuos en España. Fuente: adaptado de MITECO

Este estudio se centra en la caracterización de la recogida en masa y la recogida selectiva de los biorresiduos, compuestos por la fracción orgánica de residuos generados a nivel domiciliario y/o comercial y los restos de poda municipal.

4. Resultados

4.1 Mapas descriptivos

Relativo a la fracción biorresiduo recogida selectivamente y la fracción resto recogida en masa, se han obtenido las cantidades recogidas por provincia a nivel nacional en el año 2019 (pre pandemia) a partir de MITECO (2019).

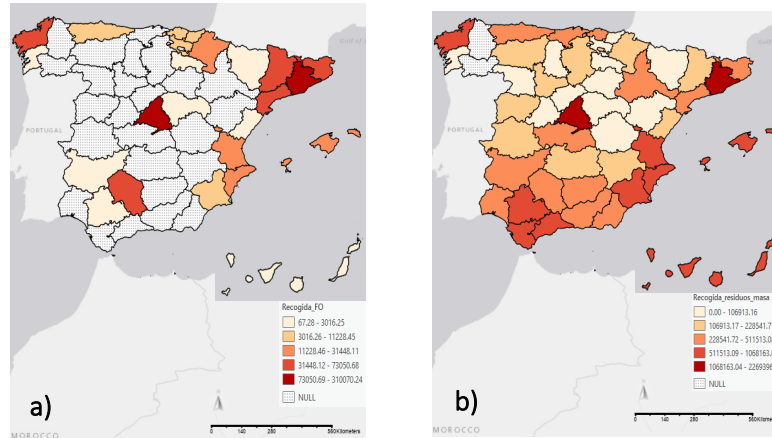


Figura 3: Cantidad de residuos recogido a) fracción biorresiduo selectivamente y b) fracción resto en masa

A partir de datos del INE (2019) se han obtenido los valores de las variables socioeconómicas (población, PIB y edad media de la población) de cada provincia española. Éstos se han representado utilizando un GIS con el software ArcGIS Pro (Redlands, 2022) y los mapas obtenidos se muestran en la Figura 4. Tal y como se observa, la distribución de estas tres variables socioeconómicas a lo largo las distintas provincias españolas es muy irregular.

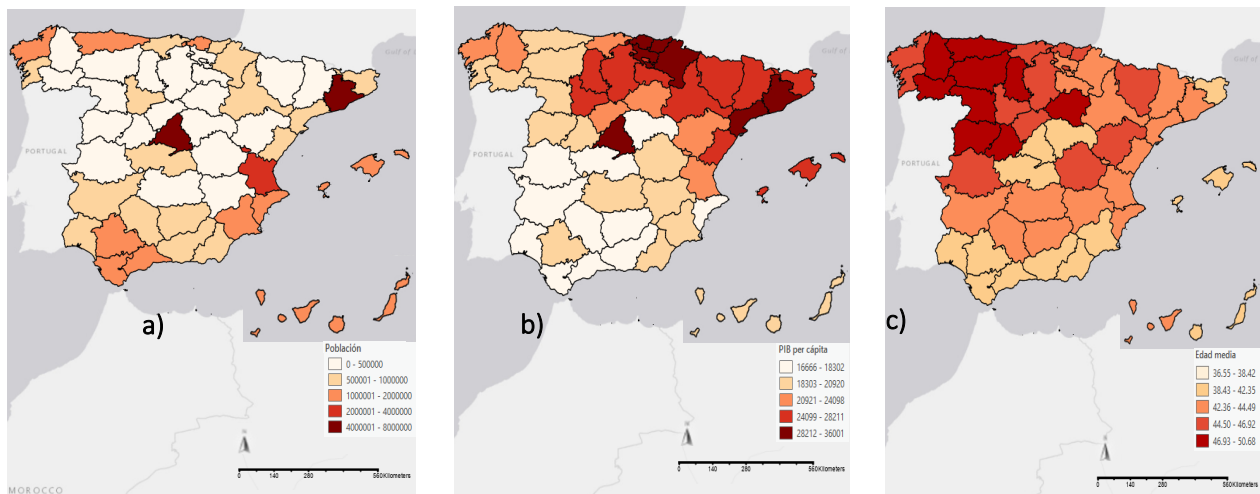


Figura 4: a) población, b) PIB y c) edad media por provincias

4.2 Análisis estadístico

A continuación, se muestra en la Figura 5 y 6 la recogida de biorresiduo y masa, respectivamente, por provincias, respecto a la población (a), al PIB (b) y a la edad media de la población (c), con el fin de mostrar la variación espacial de cada una en función de cada variable socioeconómica.

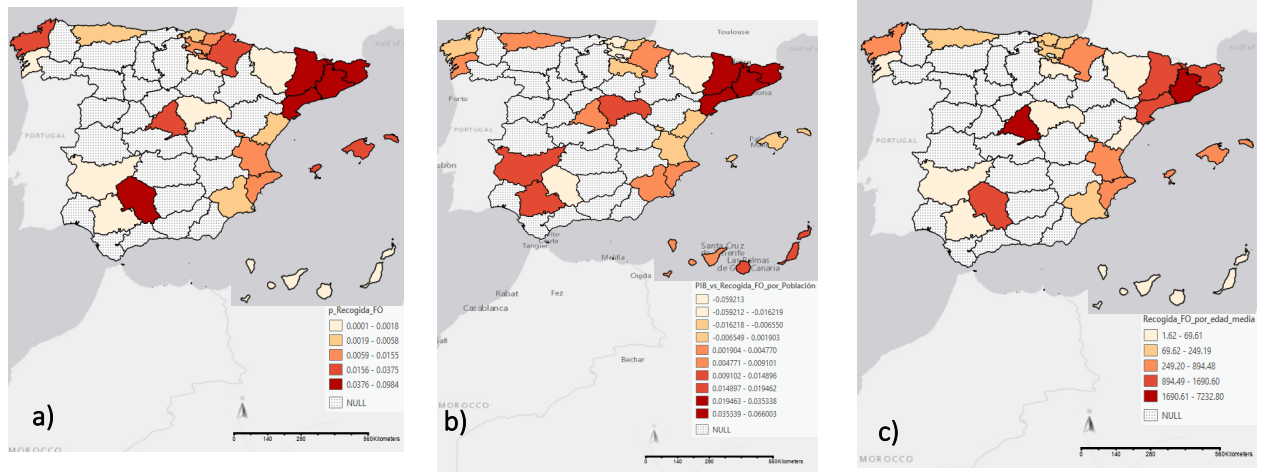


Figura 5. Recogida FO por provincias: a) respecto a la población, b) respecto al PIB, c) respecto a la edad media

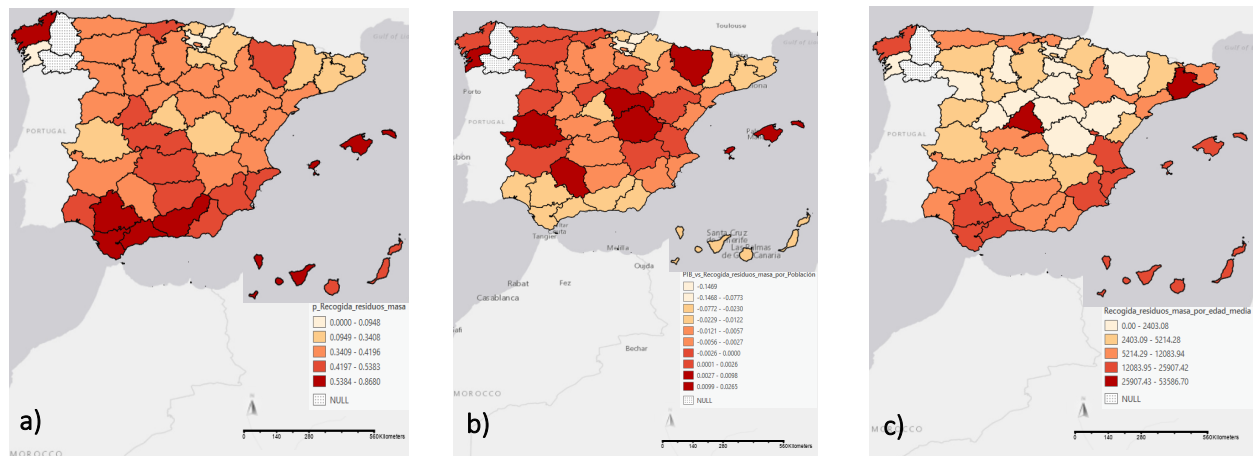


Figura 6. Recogida en masa por provincias: a) respecto a la población, b) respecto al PIB, c) respecto a la edad media

Con el fin de observar la relación de las variables respuesta frente a las variables socioeconómicas (población, PIB y edad media), se presenta la modelización realizada mediante Modelos Lineales Generalizados (Jamovi project 2022; R Core Team 2021) para las variables Recogida de residuos en masa y Recogida selectiva de biorresiduo por provincias (Tabla 1).

Tabla 1: Coeficientes de las variables socioeconómicas frente a la Recogida FO y Recogida en masa.

	Variable	Estimación coeficiente	Dev. Stand.	Mínimo	Máximo	p
Recogida en masa	Población	0,3422	0,0189	0,3040	0,3803	<0,001
	Edad media	-11796,01	8501,26	-28918,42	5326,40	0,172
	PIB	-13,8214	4,6330	-23,1528	-4,4900	0,005
	Recogida_residuos_masa ~ 1 + pop + median + gdp					R ² = 0,8938
Recogida FO	Población	0,0349	0,0055	0,0235	0,0463	<0,001
	Edad media	-97,89	4572,94	-9607,84	9412,07	0,983
	PIB	1,8155	1,5600	-1,4288	5,0598	0,258
	Recogida_FO ~ 1 + pop + median + gdp					R ² = 0,7042

En los dos casos se observa que la población es significativa respecto a la variable respuesta (p valor menor de 0,05), mientras que la variable PIB sólo afecta a la recogida de residuos en masa y no así a la recogida de biorresiduos, de forma contraria, es decir un aumento de PIB, disminuye la recogida en masa pero aumenta la recogida de FO. En ninguno de los dos casos hay diferencias significativas para el caso de la variable edad media. Hacer ver que, debido a la cantidad de datos por provincia que se presentan, el ajuste para la primera variable es mucho más alto, acercándose a 1, en concreto 0,89, mientras que, para la segunda, por la falta de datos por provincias es más baja, 0,7042.

5. Conclusiones

Este estudio se ha centrado en el análisis espacial y estadístico de la recogida de la fracción resto y de biorresiduos. Para ello, se han representado gráficamente por provincia, mapas interactivos mediante GIS de las cantidades recogidas en valor absoluto y con respecto a las variables socioeconómicas (población, PIB y edad media de la población). Posteriormente, se ha analizado si estas variables socioeconómicas son estadísticamente significativas.

Respecto a los modelos obtenidos, queda clara la necesidad de la inclusión de las variables independientes y ver cómo afectan a las respuestas. En este caso, queda clara la significación de la variable población, elemento a tener en cuenta en todos los estudios y también el valor negativo del PIB respecto a la recogida en masa, elemento también significativo, es decir, a mayor PIB menor cantidad de residuos en masa se recogen y por tanto mayor es la recogida selectiva de las fracciones de residuos reciclables. El ajuste es mucho mejor en el primer caso debido a la cantidad de datos mayor, ya que no hay datos de recogidas en gran cantidad de provincias.

Este estudio presenta la limitación de haber analizado únicamente dos fracciones (las únicas para las cuales MITECO (2019) publica todos los datos). Por lo que para desarrollos futuros se plantea ampliar el estudio a la recogida de todas las fracciones de RSU, así como al tratamiento y valorización de las mismas. Además, incluir en el estudio otros años con el fin de incluir el efecto temporal y obtener los modelos espacio-temporales.

Referencias

- Directiva 2018/851/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.
- Directiva 2019/904/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente.
- EEEC (2022) Estrategia Española de Economía Circular “España Circular 2030”. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
- Gobierno de España (2021). Perfil Ambiental de España 2020. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado.
- INE (2019) Instituto Nacional de Estadística. URL <http://www.ine.es>
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Gobierno de España.
- MITECO (2019) Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de Competencia Municipal 2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
- PEMAR (2015). Resolución de 16 de noviembre de 2015, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 6 de noviembre de 2015, por el que se aprueba el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR)
- R Core Team (2021). R: A Language and environment for statistical computing. (Version 4.1) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from MRAN snapshot 2022-01-01).
- Redlands (2022). Arcgis pro: Version 3.0.1.
- The jamovi project (2022). jamovi. (Version 2.3) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

SESIÓN S7-1

EDUCACIÓN AMBIENTAL



COMUNICACIÓN DE RIESGOS: RESIDUOS SÓLIDOS EN TIRADEROS A CIELO ABIERTO, VERACRUZ, MÉXICO

López Domínguez, Bianca Citlali^{1*}; Ordaz Guillén, María Yolanda Leonor^{*2}, Vallejo Marín, Alejandra²

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México

²Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, México

*mordazg@ipn.mx

Resumen

La comunicación de riesgos (CR) es una herramienta útil para intercambiar información entre individuos y grupos, con el fin de obtener información sobre una problemática en una comunidad y crear estrategias que ofrezcan soluciones. Por lo tanto, esta herramienta se vincula con la situación de los tiraderos a cielo abierto (TCA), que son problema del manejo inadecuado de residuos. Son cubiertos por capas de tierra, en ocasiones les prenden fuego para eliminar todo el contenido. Estas acciones generan dos tipos de emisiones: sólidas y líquidas. Las emisiones sólidas emiten diversos biogases, por ejemplo, metano (CH₄) y bióxido de carbono (CO₂). En el caso de las emisiones líquidas, los lixiviados proceden de contaminantes orgánicos, como los residuos industriales, fitosanitarios, plaguicidas, entre otros. Asimismo, se encuentran contaminantes inorgánicos como los metales pesados. Actualmente la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) en el municipio de Tecolutla, Veracruz, va en aumento y cada día se generan 20,000 kg. No obstante, en un TCA entre dos localidades rurales, El Negro y La Represa, se registraron diversos incendios a falta de tuberías, señalamientos y una geomembrana. Por lo tanto, fue clausurado. El objetivo de la investigación en campo y gabinete fue diseñar una herramienta de CR enfocada a las localidades cercanas al TCA mencionado, para elaborarlo se propuso analizar: la comunicación para el cuidado, análisis de riesgo para determinar soluciones, y para momentos de crisis. Posteriormente, se prepararon materiales de apoyo y el diseño de un taller de CR para el manejo de residuos en la zona.

Palabras clave: Tecolutla; lixiviados; quema de basura; plomo.

1. Introducción

La CR tiene el propósito de intercambiar información en tiempo real, así como también, brindar recomendaciones y opiniones, entre expertos y personas que se encuentran expuestas a una amenaza o riesgo para sobrevivir, mejorar su salud o bienestar económico/social (PAHO, 2015). Respecto a los orígenes de la CR sobre sustancias y residuos peligrosos, se remontan a finales de la Segunda Guerra Mundial. A partir de los incidentes ocurridos en Londres, Minamata, Bhopal y Seveso por la concentración de SO₂ y partículas, descarga de mercurio en agua y la ingesta de pescado contaminado (Cortinas, 2000).

La CR en México se basa en el conocimiento empírico, y del trabajo de las instituciones para reducir los efectos desfavorables en una comunidad. Por lo tanto, la dependencia federal relacionada con el sector ambiental y salud es la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). Esta institución maneja una metodología de CR sobre los jornaleros expuestos a plaguicidas y el propósito de este programa es concientizar a la población que pueda verse afectada por algún riesgo (COFEPRIS, 2017).

A nivel nacional, una de las instituciones que ha llevado a cabo investigaciones sobre la CR, es el Instituto Politécnico Nacional, específicamente el Centro Interdisciplinario de Investigaciones sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD) con el apoyo de sus tesis y estudiantes de servicio social. Cabe resaltar que uno de los temas de investigación, es la CR en tiraderos a cielo abierto en el municipio de Tecolutla, Veracruz, México.

La CR es una herramienta que puede vincularse con la situación de los TCA, un problema del manejo inadecuado de residuos; generalmente estos son cubiertos por capas de tierra, o en ocasiones les prenden fuego para eliminar todo el contenido y seguir acumulando. Estas acciones generan dos tipos de emisiones: sólidas y líquidas. Las emisiones líquidas, derivadas de contaminantes orgánicos, proceden de residuos industriales, fitosanitarios, plaguicidas y metales pesados. Respecto a las emisiones sólidas, provienen de la descomposición de los residuos orgánicos, lo cual produce biogases como metano (CH_4), CO_2 , ácido sulfhídrico (H_2S) y compuestos orgánicos volátiles (acetona, benceno, estireno, tolueno y triciclo etileno). Además, de presentar malos olores, son peligrosos debido a su explosividad o toxicidad (SEMARNAT, 2023).

Actualmente, existen 119 TCA en el estado de Veracruz, México (Gobierno de Veracruz, 2023), de los cuales 63 han sido clausurados (PMA, 2019). Esta cantidad es relativamente baja, porque la meta de las autoridades es clausurar en su totalidad. Sin embargo, el Procurador Estatal de Protección al Ambiente, Sergio Rodríguez Cortes, menciona un plan de acción para el manejo de RSU "Plan de Gestión Estatal de Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial", y este tiene el propósito de ayudar a las autoridades a verificar que los sitios destinados a esta actividad cumplan con los requerimientos, por ejemplo, que la celda y la geomembrana no permita el paso de lixiviados al suelo y afecte a los mantos freáticos; así como también, la barda perimetral, casetas, espacios para el correcto manejo de los residuos y unidades de recolección.

Los TCA de la región norte (municipios de Gutiérrez Zamora, Papantla y Tecolutla) también presentan irregularidades, como la falta de almacenamiento de lixiviados, cobertura de material natural, entre otros problemas. Por lo tanto, no cumplen con la NOM-083-SEMARNAT-2003 y las autoridades decidieron clausurarlos con el propósito de regularizar todo lo que contamine suelo, agua y aire. A consecuencia del cierre, se presentó una escasez del servicio de limpia.

Por lo anterior, es importante resaltar dos localidades rurales del municipio de Tecolutla, El Negro y La Represa, en donde se encuentra el TCA. Durante su funcionamiento se registraron diversos incendios a falta de tuberías, falta de señalamientos y de una geomembrana (para control de fluidos). Por ello, es considerado como un problema no resuelto.

Por otro lado, se detectó la presencia de Pb en muestras de lixiviados y de suelo en el TCA, con una concentración mayor a los límites máximos permisibles, de acuerdo con la NOM-052-2005. Cabe mencionar que el plomo es un metal tóxico y es considerado cancerígeno en humanos. Además, puede afectar al sistema nervioso central, problemas de infertilidad y riñones.

2. Metodología

Para esta investigación se empleó la metodología tipo causal, por el conocimiento de las variables (TCA, concentraciones de Pb, residuos generados en Tecolutla, prácticas de quema y entierro de basura).

Estos datos fueron obtenidos por Vallejo (2022), con una metodología mixta. El diseño cualitativo fue por medio de entrevistas semiestructuradas a las autoridades tanto municipales como federales y observaciones en el trabajo de campo. El diseño cuantitativo, fue a partir de 76 encuestas (que cubrieron cuatro apartados: percepción antes y después de la clausura, el manejo de residuos y la percepción del riesgo) y posteriormente en el laboratorio, la determinación de metales pesados en muestras de suelo, agua y lixiviados.

A partir de esto, fue posible realizar un análisis sobre la problemática del TCA en dos localidades del municipio de Tecolutla “El Negro” y “La Represa”.

Por lo anterior, se propuso una estrategia de comunicación de riesgos en esas dos localidades del municipio de Tecolutla para determinar soluciones y para momentos de crisis. También, se prepararon materiales de apoyo y el diseño de un taller de CR para el manejo de residuos en la zona. Para ello, se requirió seguir una serie de pasos como la identificación, priorización y la evaluación de riesgos (Fig.1).

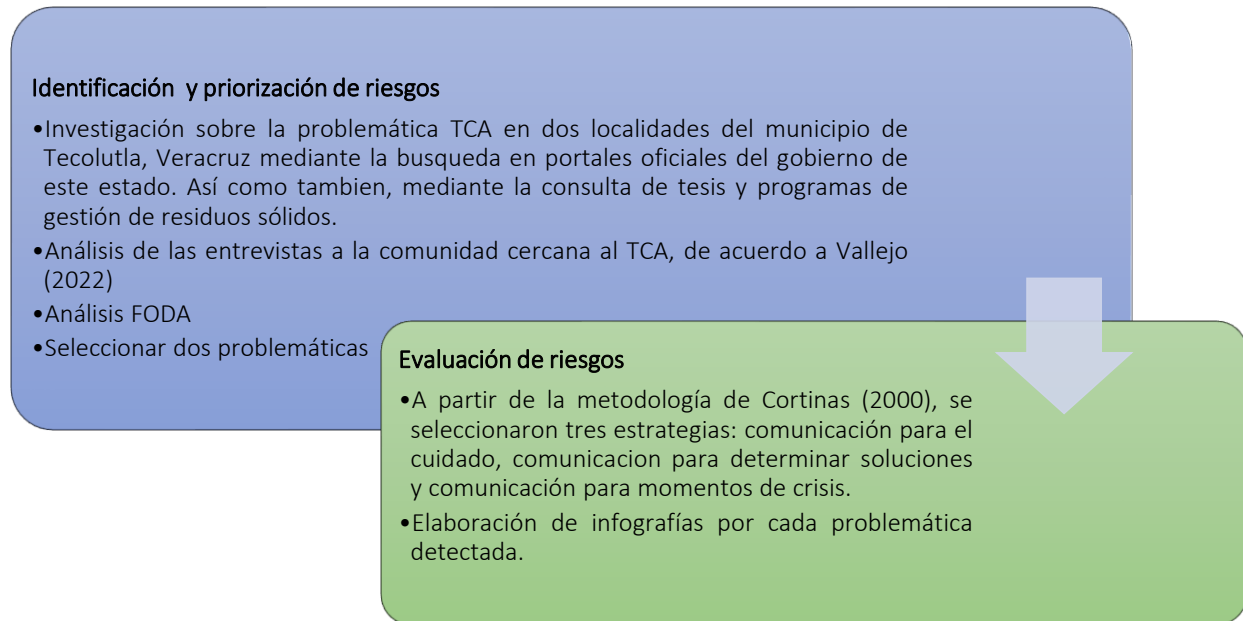


Fig. 1 Pasos para identificar, priorizar y evaluar riesgos.

Elaboración propia, a partir de PNUD y UNODC, 2018.

2.1 Identificación y priorización de riesgos

Por medio del trabajo de campo se obtuvo conocimiento de algunos de los problemas que presenta un TCA en dos localidades del municipio de Tecolutla y con esta información se realizó un análisis FODA (fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas) para determinar las problemáticas más importantes de la zona del TCA (Tabla 1).

2.2 Evaluación de riesgos

A partir del análisis anterior y con base en la metodología de Cortinas (2000) se propusieron tres estrategias: comunicación para el cuidado (utilizada para comunicar riesgos sobre salud y seguridad), comunicación para determinar soluciones (informa y estimula a los grupos a trabajar unidos) y comunicación para momentos de crisis (para enfrentar emergencias potenciales).

3. Resultados y Discusión

3.1 Identificación y priorización de Riesgos

En la Tabla. 1 se puede observar los elementos del análisis FODA, el cual permitió determinar dos problemáticas importantes: la quema de basura y concentraciones de Pb en muestras de suelo y lixiviados.

Tabla 1. Análisis FODA de un TCA del municipio de Tecolutla, Veracruz

Debilidades	Amenazas
Ausencia de recolección	De un total de 119 TCA, solamente se han clausurado 63
No hay servicio de limpieza pública	Prácticas de quema o entierro de residuos
	Concentraciones de Pb en un punto de muestreo en las localidades El Negro y La Represa
	No existe geomembrana, ni respiradores de metal
TCA clausurado en abril 2021	Falta de cerco perimetral
Falta de permisos necesarios	No hay señalización en el sitio
Educación ambiental mayormente impartida por escuelas	Mal manejo de envases vacíos de plaguicidas
Fortalezas	Oportunidades
Escuelas de nivel básico (Secundaria) cuentan con conexión a internet	Actitud de mejora en el manejo de RSU
Conocimiento sobre compostaje	Separación de RSU
Manejo básico en la separación de residuos	El gobierno de Veracruz tiene el objetivo de regularizar todo lo que contamine suelo, agua y aire.

Elaboración propia

3.2 Evaluación de Riesgos

Se detectaron dos riesgos para la comunidad: concentraciones Pb en muestras de suelo y lixiviados, y prácticas de quema o entierro de residuos. Por lo tanto, se elaboró una estrategia de comunicación de riesgos partiendo de tres puntos: comunicación para el cuidado (utilizada para comunicar riesgos sobre salud y seguridad), comunicación para determinar soluciones (informa y estimula a los grupos a trabajar unidos) y comunicación para momentos de crisis (para enfrentar emergencias potenciales).

3.2.1 Comunicación para el cuidado

Para comunicar un riesgo sobre la salud en una comunidad cercana a un TCA, es necesario mantener informada a la población con diversos recursos de prevención y seguridad, por ejemplo, mediante infografías (Fig. 2).



Fig. 2 Infografías. Comunicación para el cuidado. Elaboración propia con materiales de Mauricio Santiago Martin y Andrea Hernández García, 2021

3.2.2 Comunicación para determinar soluciones

Para que la comunidad aledaña al TCA pueda seleccionar soluciones, se les proporcionará información de diversos tipos, como infografías (Fig.3) y pláticas acerca del manejo integral de RSU, cómo separar la basura y los daños a la salud humana por el uso de lixiviados, derivados de metales pesados, para que la comunidad pueda determinar cuáles soluciones son las más adecuadas para que ellos las apliquen.



Fig. 3 Infografías. Comunicación para determinar soluciones. Elaboración propia con materiales de Mauricio Santiago y Andrea Hernández García, 2021

3.2.3 Comunicación para momentos de crisis

Para comunicar una posible crisis a una comunidad aledaña a un TCA, se les proporcionará una plática sobre lo que deben hacer, por ejemplo, ante un incendio en el TCA, los peligros a la salud humana antes y después de un incendio, y como prevenir una intoxicación originada por gases tóxicos (Fig. 4).

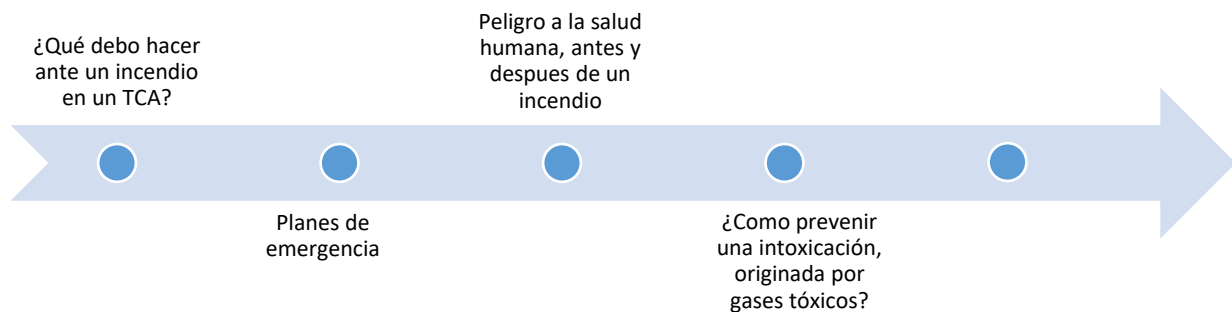


Fig. 4 Estrategia de comunicación de riesgos para momentos de crisis. Elaboración propia con información del Centers for Diseases Control and Prevention (CERC) (2017).

3.3 Taller de Comunicación de Riesgos para el manejo de RSU

Para reducir los riesgos a la salud humana y ambiental, por el manejo inadecuado de residuos, se planteó impartir un taller de comunicación de riesgos para el manejo de RSU, en donde se comunicarán las estrategias para su disminución (Fig. 5).

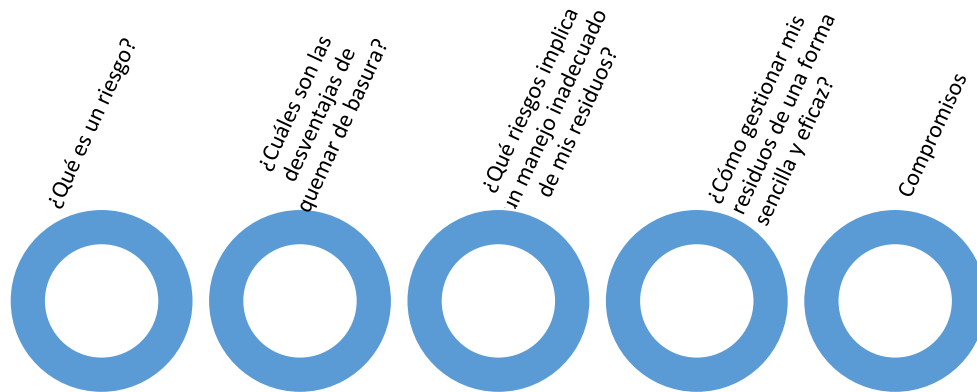


Fig. 5 Taller de Comunicación de Riesgos para el manejo de RSU. Elaboración propia con información recopilada de SEMARNAT (2016).

El Estado de Veracruz maneja una estrategia para la prevención de desastres “Peligros de tipo químico”. Por ejemplo, peligros convencionales, terminales de almacenamiento de materiales peligrosos y su transporte (IMPLADE, 2005). Sin embargo, no cuenta con un programa de comunicación de riesgos para las localidades cercanas al municipio de Tecolutla.

Vallejo (2022) diseñó una estrategia de comunicación de riesgos para las localidades El Negro y La Represa, para informar las desventajas del uso de lixiviados como fertilizante. Asimismo, se implementará la estrategia de comunicación de riesgos para el cuidado (quema de basura y la importancia de no usar lixiviados derivados de metales pesados) y comunicación para determinar soluciones (separar basura, manejo de residuos y daños a la salud humana por el uso de lixiviados), mediante infografías. En el caso de la comunicación para momentos de crisis (qué debe hacerse ante un incendio, planes de emergencia y prevención en caso de intoxicación), se realizará mediante una plática y posteriormente, un taller de CR para el manejo de RSU a integrantes de las dos poblaciones aledañas al TCA clausurado, El Negro y La Represa.

Para dar seguimiento a la estrategia de CR que se implementará se propone hacer visitas de monitoreo junto a las autoridades locales cuatrimestralmente. Conforme se vaya obteniendo la información se hará el análisis correspondiente de la información obtenida.

4. Conclusiones

De acuerdo con el análisis realizado, se destacan dos problemas que afectan a la población cercana al TCA en el municipio de Tecolutla, Veracruz: concentraciones de Pb en muestras de lixiviados y en suelo, y las prácticas de quema o entierro de residuos. Ambas situaciones deben ser atendidas y es fundamental implementar estrategias como las que aquí se presentan, conformadas específicamente para los pobladores de las comunidades aledañas al TCA estudiado.

Esta investigación proporciona a las comunidades involucradas, los elementos necesarios para una mejor gestión de sus RSU. La comunicación para el cuidado le brinda a la población información relevante sobre las problemáticas presentadas en su localidad; la comunicación para determinar soluciones le ayuda a la comunidad a elegir la mejor estrategia para ellos y llevarla a cabo de una manera eficaz; y la comunicación para momentos de crisis, brinda la oportunidad de tomar acción ante un problema que pueda ocurrir en una comunidad. Asimismo, la implementación de un taller de comunicación de riesgos para el manejo de residuos es una estrategia para un mejor control de estos.

El próximo paso es la implementación de la Estrategia de CR y de su monitoreo, para analizar si la información proporcionada a las dos localidades El Negro y La Represa fue eficaz, y si existe una mejora en el manejo de RSU.

Agradecimientos

A los estudiantes del Instituto Politécnico Nacional (IPN) que realizaron su Servicio Social: Mauricio Santiago Martín, Andrea Hernández García y Carolina Morales Rodríguez.

Referencias

- Cortinas, C. 2000. Comunicación de riesgos para el manejo de sustancias peligrosas, con énfasis en residuos peligrosos. <https://cristinacortinas.org/sustentabilidad/book/comunicacion-de-riesgos/> (acceso 20/01/2023)
- Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. 2017, Comunicación de riesgos y difusión. <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/comunicacion-de-riesgos-y-difusion-48129#:~:text=La%20Comunicaci%C3%B3n%20de%20Riesgos%20se,participe%20en%20su%20mitigaci%C3%B3n.%E2%80%9D%20> (acceso 01/02/2023). (acceso 20/01/2023)
- Centers for Diseases Control and Prevention (CERC). 2023. Comunicación de Riesgos durante crisis y emergencias. https://emergency.cdc.gov/cerc/resources/pdf/cerc_wallet-card_spanish.pdf (acceso 06/02/2023)
- Centers for Diseases Control and Prevention (CERC). 2017. Crisis Emergency Risk Communication. Be first. Be right. Be credible. https://emergency.cdc.gov/cerc/ppt/cerc_2014edition_Copy.pdf (acceso 20/02/2023).
- Gobierno de Veracruz. 2023. 119 tiraderos a Cielo abierto de desechos sólidos reportados por los Ayuntamientos. <http://www.pma.ver.gob.mx/119-tiraderos-a-cielo-abierto-de-desechos-solidos-reportados-por-los-ayuntamientos/> (acceso 13/02/2023)
- Instituto Metropolitano de Planeación para el Desarrollo Sustentable (IMPLADE). 2006. Estrategias para la prevención de desastres OT-01. Municipio de Veracruz, Ver. Atlas de Riesgos. Memoria técnica. http://rmgir.proyectomesoamerica.org/AtlasMunPDF/2010_antteriores/30193_VERACRUZ_2006.PDF (acceso 02/05/2023)
- Procuraduría de Medio Ambiente (PMA). 2019. Procuraduría de Medio Ambiente y alcaldes se reúnen para resolver problemática del tratamiento de sus residuos. <http://www.pma.ver.gob.mx/procuraduria-de-medio-ambiente-y-alcaldes-se-reunen-para-resolver-problematica-del-tratamiento-de-sus-residuos/> (acceso 13/03/2023)
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo en México (PNUD) y la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). 2018. Protocolo de análisis de riesgos. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/398048/ProtocoloAnalisisRiesgos.pdf> (acceso 05/02/2023)

SEMARNAT. 2017. Normatividad aplicable al tema de residuos. Leyes, Reglamentos y Normas relacionadas al tema de residuos. <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/normatividad-aplicable-al-tema-de-residuos> (acceso 05/02/2023).

SEMARNAT. 2016. Programa de Gestión Integral de Residuos Sólidos. PGRIS. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD003831.pdf> (acceso 27/03/2023)

Secretaría de Seguridad Ciudadana (SSC). 2012. Programa de protección civil para basureros. http://www.proteccioncivil.gob.mx/work/models/ProteccionCivil/Resource/715/1/images/EDOM_EX_Programa_preventivo_basureros%20%202012.pdf (acceso 28/02/2023).

Vallejo, A. 2022. Efectos ambientales y sociales de la clausura de la operación y clausura de un sitio no controlado. Caso de estudio: Veracruz, México. Tesis de Maestría. IPN. México.

EL COMPOSTADOR ESCOLAR COMO HERRAMIENTA DE EDUCACIÓN EN RESIDUOS DENTRO DEL AULA

Sorlí Clemente, Susana

Ayuntamiento de Almassora, Castellón (España)

ssorli@almassora.es

Palabras clave: Compostador; escolar; compost; educación; ambiental.

Resumen

La Unión Europea ha marcado, en el Paquete de Economía Circular objetivos y plazos concretos para gestionar separadamente los restos orgánicos (biorresiduos); por tanto, implantar un proyecto de compostaje escolar en las escuelas supone un importante aprendizaje para el alumnado y contribuye de manera real en reducir la cantidad de restos orgánicos destinados a vertederos.

En España se estima que un 40% del contenido de nuestras bolsas de basura es materia orgánica. Si se compostara se reducirían las emisiones de gases efecto invernadero (no haría falta recoger, transportar ni tratar esos residuos) y obtendríamos grandes cantidades de abono natural para enriquecer los suelos.

Este proyecto de compostaje escolar, forma parte del mecanismo de reciclaje de la materia orgánica del municipio y es un punto de partida para la educación en residuos de la población adulta del municipio con el ejemplo de los niños y niñas.

Disponer en los centros escolares de un compostador al lado del huerto escolar, favorece la educación ambiental, desarrolla la sensibilidad y el respeto por el medio ambiente, potencia rutinas que promueven una alimentación saludable y equilibrada, fomenta trabajar en equipo y facilita la reflexión, logrando con ello un cambio de hábitos por otros medioambientalmente más sostenibles y saludables.

Tener un compostador escolar ha permitido poder gestionar los restos orgánicos que se generan en el centro educativo, ya sean de los almuerzo del recreo o del comedor escolar sin salir del propio recinto. Además se ha obtenido un maravilloso abono natural que se ha utilizado en el huerto escolar.

1. Introducción

La educación ambiental, acerca a los niños y niñas al medio ambiente, desde un ámbito no formal, conociéndolo e interactuando con él a través de experiencias directas, motivadoras e innovadoras. De esta manera se les proporcionan vivencias que les permitan aprender haciendo, siendo ellos protagonistas de su aprendizaje, fomentando así un desarrollo global y favoreciendo su contacto con la naturaleza de manera independiente y en un entorno seguro.

La educación ambiental en residuos se debe llevar a cabo durante todas las etapas educativas, por tanto, es muy importante empezar ya en las etapas de educación infantil y primaria, puesto que los niños y las niñas ya son capaces de identificar y solucionar algunos problemas ambientales. Por ello, las propuestas han de estar adaptadas a su edad y capacidades.

Estos aprendizajes de valores y comportamientos les acompañarán en la edad adulta y les definirán como ciudadanos y ciudadanas. De esta manera desarrollarán un pensamiento ecológico firme y potente.

En la actualidad, como sociedad, nos encontramos con difíciles e importantes retos ambientales a los que el alumnado se tendrán que enfrentar a corto plazo, es por ello que empezar a compostar en la escuela es un acto de responsabilidad ecosocial.

El compostaje escolar es una poderosa herramienta educativa que empodera a niños y niñas a ser parte de la solución del grave problema que tenemos con la generación de residuos.

Mediante el compostaje en las escuelas los alumnos aprenden de manera participativa y práctica diversos aspectos que se trabajan en el aula como el ciclo de la materia orgánica, entre otros.

El huerto escolar es un ecosistema con sus relaciones complejas, interdependientes entre sí, que permite conocer los procesos vitales de las plantas y valorar y cuidar el agua como un recurso muy valioso y escaso.

Por tanto, el compostador en el huerto escolar, tiene un valor pedagógico casi infinito. Posibilita la experimentación empírica de procesos químicos y físicos y es una potente herramienta de sensibilización medioambiental, ya que supone una forma de gestionar los restos orgánicos, de modo que no generen contaminación, puesto que no hay mejor abono orgánico que el compost.

2. Metodología

El ingrediente más importante para comenzar un proyecto de compostaje escolar es el compromiso del equipo directivo y del resto de profesorado del centro escolar.

Si existe voluntad el proyecto funcionará con muy poca ayuda extra, ya que la implicación, la motivación y las ganas de ser parte de un cambio colectivo a favor del medio ambiente inspirará al resto de comunidad educativa.

Los niños y niñas están muy abiertos a la participación en proyectos de este tipo y son acogidos de manera extraordinaria, al sentirse parte importante de un proyecto vivencial.

También se ha implicado en este proyecto a los monitores del comedor escolar, puesto que la actividad se realiza en la franja horaria en la que ellos prestan sus servicios, y son los encargados de realizar la actividad cada día con un grupo de niños de diferentes clases y cursos, tanto infantil como primaria, de manera que todo el alumnado conozca el proyecto y participe en él.

En este proyecto se ha facilitado un compostador a cada centro escolar. Se ha elegido un modelo de compostador elevado, estanco, dinámico y bicompartimentado, pudiendo obtener cada 6-8 semanas compost.

En los centros escolares se compostan restos de fruta y verduras, servilletas y pañuelos de papel, restos de comida, restos de carne y pescado, cáscaras de huevo, mariscos, frutos secos y restos vegetales, los cuales facilita la empresa contratada en jardinería del municipio ya triturados y en sacos para su uso directo en el compostador por el alumnado.

El alumnado introduce todos los días en el compostador los restos orgánicos procedentes del comedor escolar. Se toman las variables de peso, temperatura, humedad y pH.

Una de las tareas importantes que realizan es pesar la cantidad de materia orgánica que añaden al compostador, bien sean restos de comida o restos de poda o jardín.

Además realizan otras tareas como el volteo del compostador, mantener húmeda la mezcla o anotar la presencia de diferentes animales.

Realizar pesajes de todo lo que introducen es importante, debido a que así saben con exactitud la cantidad de residuos que han evitado que terminen en los vertederos y colaboran en preservar el medio ambiente.

Otra de las razones es porque una vez obtienen el compost, también lo pesan y así saben el porcentaje de compost obtenido respecto a la cantidad total de materia orgánica que han añadido al compostador. Por regla general, de compost se obtiene una 1/4 parte del total de residuos añadidos. Si nos encontramos en esos porcentajes, significa que han logrado hacer un buen compost y que el proceso de descomposición es el adecuado.

Para que el proceso de compostaje funcione correctamente es muy importante mantener el equilibrio entre los restos orgánicos frescos como restos vegetales (ricos en nitrógeno) y los restos secos como hojas y ramas (ricos en carbono).

Por ello, cada vez que se realiza un aporte de material fresco es muy importante incorporarle material seco también denominado estructurante. La combinación de ambas hará que consigamos que el proceso de compostaje funcione correctamente obteniendo un compost de calidad y sin molestias.

3. Resultados

Cada 6-8 semanas desde el inicio del proceso de compostaje se ha ido obteniendo el deseado producto final. Una tierra con gran cantidad de nutrientes que podremos aplicar directamente al huerto escolar.

La descarga del compost es un momento muy especial donde los alumnos vivencian como se ha transformado en tierra la "basura" que anteriormente ellos mismos habían tirado.

Para realizar la descarga es necesario disponer de un espacio donde se extiende el compost y se procede a su cribado. En una actividad manipulativa y participativa muy enriquecedora.

Cuando el compost está maduro es necesario cribarlo para eliminar las partes más gruesas que todavía no se han descompuesto (ramas, hojas, huesos, cascara...).

Mediante la criba reconocen e identifican aquellos elementos de lenta descomposición y también otros residuos que nunca deberían haber llegado como plásticos, pegatinas de la fruta o papel de aluminio y observan que estos últimos no han sufrido ningún tipo de descomposición a diferencia de los restos orgánicos. De ahí la importancia reducir su uso y reciclarlo en su contenedor correspondiente.

Los datos obtenidos por los niños y las niñas de cada cole son muy diferentes y no dan resultados lógicos, ni en temperaturas de orgánica y compost, ni en pesos, por lo que no se muestran, pero el compost obtenido ha sido caracterizado por laboratorio.

La analítica realizada al compost denota que la relación C/N es baja, por lo se intenta incrementar el porcentaje de restos de poda triturada.

4. Discusión

En las últimas décadas hemos asistido a un profundo cambio de los hábitos de consumo. El exceso de envasado, los productos de usar y tirar, la aparición en el mercado de nuevos materiales y compuestos, la no reutilización o reparación de los bienes de consumo, la imposición de modas, un consumismo generalizado..., han sido algunas de las causas por las que los residuos han aumentado de forma alarmante. Los residuos son uno de los mayores problemas ambientales con los que se encuentran las sociedades modernas. Este hecho deriva del incremento desproporcionado de la generación de residuos y de la dificultad de encontrar y aplicar soluciones ambientalmente apropiadas para su tratamiento.

Como consecuencia, han proliferado en cantidad y en tamaño los vertederos en nuestras ciudades, produciéndose multitud de problemas sociales y ambientales (malos olores, contaminación atmosférica, contaminación de aguas y suelos, degradación del paisaje, degradación social de barrios próximos...).

Por último las tasas de reciclado de materiales siguen siendo muy bajas, debido a un ineficiente sistema de recogida y separación y a la falta de información ciudadana.

La bolsa de la basura que producimos todos los días es un conjunto de multitud de materiales (plásticos, papel, cartón, metales, gomas, telas, maderas, restos de comida, restos vegetales, vidrio, pilas, medicamentos, etc.). Dependiendo de la zona en la que nos encontremos, el porcentaje de materia orgánica puede oscilar entre el 40-50 % en peso del total. Esta cantidad puede ser fácilmente aprovechable a través del compostaje, siempre que sepamos separarla del resto de materiales.

En esta situación, el compostaje de los restos orgánicos se convierte casi en una necesidad si queremos dar una solución sostenible a los residuos, poniendo de nuevo en valor la parte más abundante de los mismos. Y más aún si tenemos en cuenta la pérdida de suelos. Además, el compostaje es una técnica fácil de implantar en nuestras poblaciones, que coordinada con el resto de políticas de residuos, puede dar grandes beneficios directos a los ciudadanos, a los municipios y, en definitiva, a nuestro medio ambiente.

Por tanto, la implantación de este tipo de proyectos de educación ambiental en los centros educativos es muy necesaria.

5. Conclusiones

El objetivo de este proyecto no es que el alumnado entienda el proceso químico de transformación de restos orgánicos en compost, si no que no considere la fracción orgánica como un residuo y lo vea como un recurso.

Este proyecto de compostaje escolar, tiene infinidad de ventajas educativas y sociales de las que se pueden beneficiar el alumnado:

- Interiorizan el concepto de que la materia orgánica no es basura, sino un importante recurso que pueden transformar en compost, una tierra de gran calidad para la huerta y el jardín.
- Conocen el ciclo de la materia orgánica participando activamente en él, aprendiendo el manejo de un compostador y sus herramientas.
- Reflexionan sobre la tipología de los residuos que generan en el centro educativo.
- Mejoran las capacidades de análisis y reflexión sobre nuestro modelo de consumo, generación y gestión de residuos.
- Busca el desarrollo del compromiso y la responsabilidad de los alumnos con su entorno y los capacita para tomas de decisiones reflexivas.
- Cuentan con una herramienta educativa en el centro sobre la que pueden desarrollar las diferentes áreas curriculares.
- Involucran a la comunidad educativa en el aprendizaje y participación en las diferentes fases del proceso de compostaje.
- Reducen considerablemente la cantidad de restos orgánicos que llegan a vertedero.
- Vivencian un estilo de vida y aprendizaje consciente y respetuoso con el entorno.

Trabajando en la línea de la Agenda 2030 y los ODS, ayudamos a transmitir en el aula la importancia de ser parte activa del cambio y lograr juntos, las metas del mañana. Nos hemos centrado en el ODS 12 (producción y consumo responsable). El consumo y la producción sostenibles consisten en hacer más y mejor con menos.

6. Referencias

Libro: Hueso, K. 2021. Educar en la naturaleza. Mejores personas para un planeta mejor, Ed. Plataforma editorial.

Libro: Louv, R. 2020. Los últimos niños en el bosque, salvemos a nuestros hijos del trastorno por déficit de naturaleza. ed. Capitan Swing S.L, Madrid.

Libro: Freire, H. 2020. Patios vivos para renaturalizar la escuela, ed. Octaedro

Libro: Tricárico, H.R., 2014. Didáctica de las ciencias naturales, ed. Bonun, Buenos Aires.

Manual: GRAMA, Grupo de acción para el Medio Ambiente. Guía básica para hacer compost. Manual del buen compostador.

Web: Nómadas educación y gestión ambiental

<https://nomadaseducacionambiental.com/compost-util-para-la-escuela/> (acceso 29/03/2023).

Web: Teachers for future Spain

<https://teachersforfuturepain.org/compostaje/> (acceso 29/03/2023).

Web: Fundesplai món escolar

<https://escoles.fundesplai.org/es/blog-es/educacion-ambiental/actividades-pedagogicas-a-partir-del-compostador/> (acceso 29/03/2023).

EDUCAÇÃO AMBIENTAL: CONSCIENTIZAÇÃO DA POPULAÇÃO QUANTO AO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Almeida, Jaidna Dantas^{1*}; Silva, Davi Lopes Viana¹; Amâncio, Yane Nunes¹; Lemos, Maria Helena Carvalho¹; Antunes, Aline Flávia Nunes Remígio²; Nobrega, Claudia Coutinho²; Gadelha, Carmem Lucia Moreira²

¹Graduanda em Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Brasil

²Profª Associada da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Brasil

*aline.remigio@academico.ufpb.br; eng.remigio@gmail.com

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida pela Lei nº 12.305/2010, inclui a educação ambiental como um de seus instrumentos. O objetivo do Projeto "Educação Ambiental com foco na conscientização da população quanto ao gerenciamento de resíduos sólidos" é transformar o comportamento da população por meio de várias atividades, incluindo a produção de conteúdo digital e materiais didáticos, com o intuito de criar hábitos mais sustentáveis em relação à gestão de resíduos sólidos. O projeto desenvolve postagens informativas para a conta do Instagram e materiais como manuais e jogos educativos para a população de João Pessoa - PB (Brasil). Ele fornece informações sobre a geração, segregação, embalagem, disposição e disposição final de resíduos sólidos. Os resultados incluem vários instrumentos de educação ambiental, como duas a três postagens instrutivas mensais para ampliar o conhecimento, o pensamento crítico e a conscientização ambiental, que obtiveram um bom alcance do perfil do Instagram, atingindo 1320 contas no Instagram entre novembro de 2022 e fevereiro de 2023, 440 interações com as postagens entre os meses novembro e fevereiro de 2023, com 64% dos perfis que interagiram sendo da cidade de João Pessoa e os demais da região metropolitana. A faixa etária do público que mais interagiu no perfil do projeto está na faixa de 18 a 34 anos. O manual elaborado com instruções traz informações sobre a separação correta entre resíduos secos e úmidos, coleta seletiva e especificidades relacionadas a vários tipos de resíduos. Os jogos educativos desenvolvidos no projeto visam facilitar o desenvolvimento de conhecimentos e habilidades. O projeto contribui para transformar as instituições acadêmicas em agentes de mudança, promovendo a melhoria da relação entre o meio ambiente e a comunidade local.

Palavras chave: Resíduos Sólidos Urbanos; RSU; Educação Ambiental; Jogos Educativos.

1. Introdução

A gestão dos resíduos sólidos é de responsabilidade coletiva, desde os geradores até as entidades que são responsáveis pela destinação final dos rejeitos. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabelece que um dos seus instrumentos é a educação ambiental (BRASIL, 2010). Além disso, de acordo com a Política Nacional de Educação Ambiental, instituída pela Lei nº 9.795/1999, a educação ambiental é um item indispensável do ensino nacional, devendo estar presente em todos os níveis e modalidades do processo de ensino, em caráter formal e não-formal (BRASIL, 2010). Do "Tratado de educação ambiental para sociedades sustentáveis e responsabilidade global", é possível destacar o princípio de que a educação ambiental possui o dever de desenvolver uma consciência ética a respeito das formas de vida com as quais compartilhamos este planeta, respeitando seus respectivos ciclos vitais e impondo limites à exploração dessas formas de vida pelos seres humanos. Além disso, segundo Cheng e Osman (2019) a sociedade apresenta uma crescente demanda por ações universitárias, visando o desenvolvimento sustentável e tornando as instituições acadêmicas agentes de mudança em prol da aprimoração da relação

entre o meio ambiente e a comunidade local. Nesse sentido, o Projeto de Extensão “Educação Ambiental com foco na conscientização da população quanto ao gerenciamento dos Resíduos Sólidos” busca promover, através de diversas atividades desenvolvidas por meio de redes sociais e produção de materiais didáticos, uma transformação no comportamento da população, possibilitando a criação de hábitos mais sustentáveis quanto ao gerenciamento dos resíduos sólidos.

2. Metodologia

Objetivando simplificar a gestão dos resíduos e alcançar diferentes públicos de forma efetiva, são desenvolvidos conteúdos digitais com base na bibliografia estudada utilizando o aplicativo CANVA para elaboração das postagens informativas para a conta do projeto na rede social Instagram, para instigar a conscientização e sensibilização ambientais voltadas para a temática da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, em que por se tratar de uma rede social em mídias digitais acaba por sua vez englobando uma maior diversidade em relação aos seus seguidores. Além disso, foram desenvolvidos materiais didáticos como manuais educativos e informativos e jogos lúdicos e educativos destinados à população de João Pessoa - PB (Brasil), esse primeiro para aprimorar os conhecimentos dessa população no tocante às especificidades das variedades de RSU e os locais de descarte da região, e segundo para instigar através de didáticas lúdicas o desenvolvimento de saberes e habilidades de maneira facilitada. Desta forma, a partir de um levantamento bibliográfico em artigos, dissertações e teses relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos realizado previamente para cada produção, são reunidas informações sobre a geração, segregação, acondicionamento, descarte e disposição final de Resíduos Sólidos, trazendo uma abordagem com didáticas diferentes a depender do público-alvo. O manual elaborado foi desenvolvido no aplicativo CANVA e postado no perfil do Instagram sendo disponível para download e os jogos educativos foram impressos em gráfica para que possam ser aplicados com estudantes.

3. Resultados e Discussões

Foram elaborados diversos instrumentos de educação ambiental, como descrito nos seguintes itens.

3.1 Postagens educativas

Como principal atividade, o projeto desenvolveu conteúdos digitais para a conta no Instagram @_reciclaJP, tratando da caracterização, segregação, descarte ambientalmente adequado de resíduos, reutilização, reaproveitamento, reciclagem de diversos materiais, problemas causados pela má gestão de resíduos sólidos urbanos, entre diversos outros temas relacionados. Assim, é possível transmitir uma série de informações para seus diversos seguidores, ampliando seus conhecimentos, pensamento crítico e consciência ambiental. Vale salientar que o perfil conta atualmente com 840 seguidores de diferentes regiões e faixas etárias, promovendo a educação ambiental de forma mais abrangente através do uso de uma rede social. Além disso, a página conta com 144 publicações, sendo esse criado em junho de 2020 e até então realiza publicações frequentes a respeito da temática dos RSU. O Perfil obteve entre os meses de novembro de 2022 e fevereiro de 2023 o alcance de 1312 contas, uma interação de 440 contas, sendo 64% da cidade de João Pessoa e os demais de cidades da região metropolitana de João Pessoa, 59,2% a faixa etária do público engajado com o perfil @recicla-JP está entre 18 e 34 anos.

3.2 Manual de Descarte de Resíduos Sólidos

Visando auxiliar a população do município de João Pessoa – PB (Brasil), foi desenvolvido, por meio do aplicativo CANVA, um manual educativo, intitulado “Manual de Descarte de Resíduos”, que está disponível para download no perfil do projeto no Instagram e reúne informações a respeito da separação correta entre resíduos secos e úmidos, coleta seletiva e especificidades a respeito de uma variedades de resíduos (medicamentos e suas embalagens; pilhas e baterias; plástico, metal e papel; vidro; resíduos de serviço de saúde; cosméticos; restos de comida; eletrônicos e óleo de cozinha usado), elucidando os seus

acondicionamentos corretos em diferentes recipientes, cuidados prévios ao descarte, orientações quanto à viabilidade de reciclagem de cada tipo de material e pontos de coleta localizados no município de João Pessoa – PB. Com isso, a população pessoense recebe uma melhor orientação a respeito do descarte correto de resíduos, ampliando a taxa de resíduos descartados corretamente e consequentemente reduzindo os malefícios causados pelos resíduos em suas escalas ambientais, econômicas e sociais.

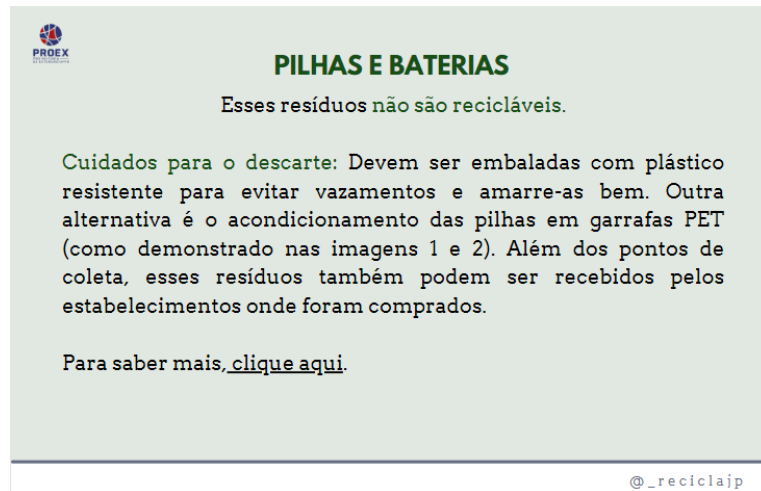


Figura 1: Orientações a respeito do descarte de pilhas e baterias, retirado do Manual de Descarte de Resíduos Sólidos



Figura 2: Imagens ilustrando o acondicionamento correto de pilhas e baterias, retirado do Manual de Descarte de Resíduos Sólidos

3.3. Jogos educativos

Os jogos introduzidos na educação mudam o modelo de ensino-aprendizado facilitando a aprendizagem tornando-a mais cativante, além de auxiliar na socialização e no desenvolvimento das crianças quando administrado de maneira favorável (SOUZA, 2007; PEREIRA; SOUZA, 2015; SOUSA, 2016). Nesse cenário, trazendo uma abordagem mais lúdica, foram desenvolvidos jogos educativos destinados ao público infanto-juvenil, entre estes um jogo de tabuleiro consistindo no objetivo de o jogador lançar um dado e avançar ou recuar “casas” à depender das mensagens que são apresentadas, apontando atitudes corretas e incorretas quanto ao descarte e separação de resíduos sólidos e hábitos sustentáveis, como ilustrado na Figura 3. Além disso, foram desenvolvidos um jogo da memória sobre as cores da coleta seletiva e um jogo de damas com

tabuleiro confeccionado a partir da reutilização de papelão e peças com reutilização de tampinhas de garrafa. Esses jogos foram impressos em papel com gramatura resistente e plastificado para ter durabilidade, apresentados e aplicados na XIX Semana Nacional de Ciência e Tecnologia (SNCT) de João Pessoa no Espaço Cultural José Lins do Rego, sendo um evento aberto ao público no qual toda a população possuía acesso, atraindo principalmente jovens e crianças de escolas da rede pública e privada, nos quais estes participaram ativamente dos jogos desenvolvidos. Com a aplicação dos jogos nesse evento pôde-se perceber a interação e interesse dos estudantes, também o nível de conhecimento que eles traziam a cerca da temática, bem como o aprendizado adquirido sobre os resíduos sólidos.

Durante a XIX Semana Nacional de Ciência e Tecnologia (SNCT) de João Pessoa, alunos bolsista e voluntários do projeto de extensão ao aplicarem os jogos perceberam a importância do jogo por eles desenvolvidos na promoção da educação dos alunos que jogaram acerca dos resíduos sólidos. O projeto segue em ação e as próximas etapas serão apresentação do Manual desenvolvido sobre os resíduos sólidos e a aplicação dos jogos educativos em escolas públicas na cidade de João Pessoa para alunos do ensino fundamental e médio.

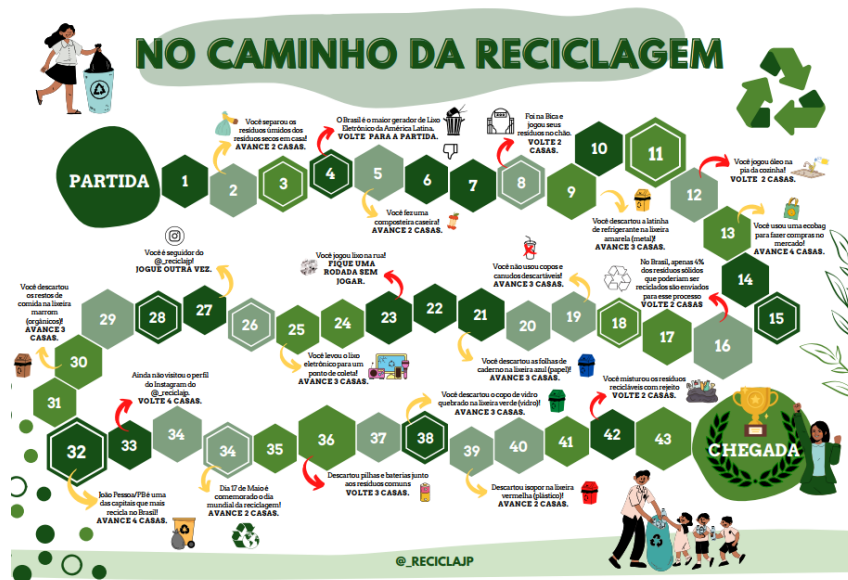


Figura 3: Jogo de tabuleiro educativo

4. Conclusões

Este trabalho evidencia a importância das mídias digitais e de materiais, como jogos e manuais, como instrumentos para educação ambiental, uma vez que possibilitam o aprendizado de forma facilitada e efetiva, onde a ampliação dos conhecimentos a respeito da gestão e gerenciamento de RSU passa a se dar de forma prazerosa e divertida. Ademais, a ludicidade de jogos educativos fomenta no desenvolvimento cognitivo, emocional, do raciocínio e de diversas habilidades, principalmente em jovens e crianças que estão no processo primordial de construção de conhecimentos, auxiliando então na construção e formação de cidadãos conscientes e engajados para com questões ambientais.

Referências

Cheng, K. W.; Osman S., 2009. The Role of Environmental Education in Waste Segregation-at-Source Behaviour among Households in Putrajaya. Malaysian Journal of Consumer and Family Economics. p. 114-136.

Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

Brasil. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.

Pereira, D. R.; Sousa, B. S. A contribuição dos jogos e brincadeiras no processo de ensino aprendizagem de crianças de um CMEI na cidade de Teresina, Revista Fundamentos, Piauí, Vol.3, nº 2, 2015, p. 15. Revista do Departamento de Fundamentos da Educação da Universidade Federal do Piauí.

Sousa, T. C. L. Jogos e brincadeiras na educação infantil: a importância do lúdico 2016. 64 p. Trabalho de conclusão de Curso (Pedagogia). Instituto Federal Goiano- Campus Morrinhos.

Souza, I. L. G. A formação do professor numa perspectiva lúdico-inclusiva: uma realidade possível? 2007. 178 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 2007.

PÉRDIDA Y DESPERDICIO DE ALIMENTOS: ABORDAJE EN AGRICULTURA, COMEDORES SOCIALES Y HOTELERÍA

Brenes-Peralta, Laura Patricia^{1*}; Jiménez-Morales, María Fernanda ¹; Campos-Rodríguez, Roel ¹; Gamboa-Murillo, Marianella ¹; Masís-Jiménez, Manuel ¹, Díaz-Herrera, Natalia ²

¹Grupo de Gestión Ambiental en Agronegocios, Red PDA CR, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

² Estudiante Asistente, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

*labrenes@tec.ac.cr

Resumen

La pérdida y desperdicio de alimentos (PDA) son un reto para los sistemas alimentarios, pues afectan la seguridad alimentaria, los agroecosistemas y la economía de sus actores. A nivel urbano y rural, las PDA implican la necesidad de gestionar estos bioresiduos, aún cuando son evitables y valorizables. Este trabajo estudió el abordaje de las PDA en agricultura, comedores sociales y hotelería, a través de casos costarricenses de los últimos ocho años. Se emplearon métodos participativos para co-crear los procesos de sensibilización y fomento de capacidades, y se ejecutaron sesiones magistrales, de discusión y de trabajo en campo. Como resultado, se obtuvo una propuesta de programa de PDA consistente de los siguientes pasos: i) contacto con las organizaciones, ii) revisión preliminar, iii) aplicación del diagnóstico (cuantificación de PDA y percepciones de usuarios), iv) celebración de actividades de sensibilización y v) acompañamiento en intervenciones. En el caso agrícola se empiezan a determinar protocolos de cuantificación adaptados al medio costarricense y estrategias de valor agregado; mientras que en comedores sociales se detectó interés en temas como manipulación de alimentos y recetas cero-desperdicio. En hotelería, se evidenció la importancia de la cuantificación de las PDA y la incorporación de tecnología en los procesos de mejora. La propuesta realizada permite tener un esquema general de abordaje flexible para adaptarlo a las necesidades de concienciación e intervención en cada caso según su naturaleza. Se recomienda considerar su réplica y escalamiento, así como la incorporación de más métodos que apoyen el abordaje de las PDA.

Palabras clave: desperdicio alimentario, producción y consumo sostenible, bioresiduos, educación

1. Introducción

Los sistemas alimentarios y la búsqueda de su sostenibilidad se consideran hoy día como un aspecto determinante para el logro de múltiples metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) contenidos en la Agenda 2030 (United Nations, 2019); sin embargo, existen fenómenos que distan de una producción y consumo responsable de alimentos, como son las pérdidas y desperdicio de alimentos (PDA). Estas son vistas como un síntoma del mal funcionamiento de los sistemas alimentarios, con importantes efectos negativos en el ambiente, la sociedad y la economía (Gustavsson, et al., 2011). Anteriormente, los profesionales de disciplinas agroalimentarias se referían a ellas como pérdidas poscosecha; sin embargo, el giro hacia el concepto de PDA en el 2011, ha permitido una visión más integral con involucramiento de distintos actores (Bhattacharya & Fayezi, 2021) (Granstrand & Holgersson, 2020). En años recientes, y con la promulgación del Código Internacional de Conducta para la reducción de PDA (CdC PDA), se definió que para tratar este fenómeno es necesario establecer estrategias a nivel micro o directas, meso, y macro (HPLE, 2014; FAO, 2021), siendo todas ellas relevantes y necesariamente interconectadas.

Las PDA se definen como la reducción de la cantidad o la calidad de los alimentos intencionados para consumo humano, y ocurren a lo largo de la cadena de suministro alimentario (Fonseca, 2014; FAO, 2021). Según estudios de organismos internacionales, entre las fases de la postcosecha y hasta antes de la venta minorista se pierde hasta el 14 % de los alimentos (FAO, 2019), mientras que entre las etapas de la venta al por menor, servicios de alimentación y el consumidor final se desperdicia un 17% de los alimentos producidos (UNEP, 2021). Si bien existen algunas diferencias entre la definición dada por la Naciones Unidas (acuñada usualmente en América Latina) y la definición de la Unión Europea (Gustavsson, 2011; Östergren, et al., 2014) lo cierto es que todas apuntan a la generación de un residuo de grandes proporciones que merece atención.

Las PDA no son un fenómeno extraño para la Región Latinoamericana y del Caribe (RLC), a la cual pertenece Costa Rica. Dado lo anterior, el Tecnológico de Costa Rica (TEC) coordina la Red Costarricense para Disminución de Pérdida y Desperdicio de Alimentos (Red PDACR) y junto a otros actores, ha avanzado en procesos de investigaciones y extensión hacia el sector agroalimentario con la finalidad de apoyar en la prevención, reducción y aprovechamiento de las PDA (Ávila-Hernández, et al. 2018; González-Rojas, et al. 2018; Brenes-Peralta, Gamboa-Murillo, & Segreda-Rodríguez, 2019; Chaves-Arias, et al., 2019; Brenes-Peralta, et al.2021; Bolaños-Palmieri, et al. 2021). Múltiples organizaciones han volcado su atención a la atención de las PDA amparados al establecimiento de la meta 12.3 de los ODS, por lo que hoy día se cuenta con una “clasificación de alternativas de recuperación para tratar los flujos de materiales que se consideran excedentes de la cadena de suministro de alimentos”, conocida como la ‘Jerarquía de materiales alimentarios’ (FAO, 2021). Paralelamente, han surgido propuestas de protocolos de cuantificación de las PDA y la publicación del CdC PDA, así como la aparición de cientos de artículos científicos (Östergren, et al., 2014; Davis, et al., 2017; Vittuari, et al., 2019; FAO, 2021). En estos últimos, es habitual detectar estrategias para cuantificar las PDA, o bien para caracterizarlas y valorizar el residuo que se genera; sin embargo, se perciben menores cantidades de documentos sobre comportamiento relacionado a las PDA, y aún menos aquellos que sistematicen experiencias de tratamiento del fenómeno de manera integral. Cobra especial relevancia así, la necesidad de tratar las PDA desde una perspectiva homóloga a la gestión integral de residuos.

Este trabajo tuvo como objetivo resaltar el abordaje integral que se ha venido dando a las PDA en sectores costarricenses en los últimos ocho años, a través de la exposición de casos en la agricultura y en servicios alimentación a partir de comedores sociales y restaurantes hoteleros. Se considera de utilidad el sistematizar experiencias como estas pues podrán servir de memoria sobre las lecciones aprendidas, que permitan a otros sectores considerar la adaptación o uso de pasos como estos y aplicarlos a su propio contexto.

2. Metodología

El enfoque del estudio fue cualitativo, basado en una investigación que combina el estudio de caso y el diseño narrativo, como instrumentos de sistematización de las experiencias recopiladas.

2.1. Descripción de los casos:

Estos se basaron en experiencias con productores de tomate, papa y cebolla como parte del caso agrícola costarricense, así como comedores sociales y hoteles para el caso de servicios de alimentación. Las intervenciones en cada sector se han venido dando entre los años 2015 y 2022 y se localizan en el Gran Área Metropolitana de Costa Rica. En todas estas experiencias, existió un asocio entre la academia y el sector tratado, intervención en algunos momentos de actores institucionales como ha sido el caso agrícola y de comedores sociales.

2.2. Métodos empleados:

Cada caso hizo uso de metodologías que incluyeron recolección de datos de campo como son las mediciones de pérdida y desperdicio basados en la metodología 4S de FAO o la Guía de Medición de

Desperdicio en cocinas de la Red PDA CR (FAO, 2014; Red PDA CR, 2018). También se aplicaron cuestionarios para guiar entrevistas estructuradas o semiestructuradas, se hizo revisión de literatura, y se aplicaron métodos como la observación participativa, prácticas piloto de desarrollo de productos que aprovechan posibles pérdidas para afianzar procesos de “aprender-haciendo”, y la co-creación de propuestas de mejora con grupos interdisciplinarios, gracias a instrumentos como la Guía de 16 semanas del programa Hotel Kitchen de WWF (WWF, 2018).

La generación del presente trabajo se apoyó principalmente en la búsqueda de informes de los casos en estudio, ya sea que estuvieran publicados o al menos reportados a las autoridades de investigación y extensión institucional del TEC. Se partió de una revisión de los objetivos de las intervenciones, las acciones implementadas y los hallazgos o resultados obtenidos para posteriormente sistematizar las experiencias con aspectos comunes que dejaran prever una propuesta de abordaje metodológico para entornos similares.

3. Resultados y Discusión

3.1 Caso Agrícola

Estos estudios de caso tuvieron por objetivos comprender la magnitud y causa de las pérdidas que se estaban generando, así como la búsqueda de posibles soluciones. Iniciaron con una primera etapa de revisión preliminar de cada agrocadena, mostrando la importancia de estos productos en términos de cantidad de productores, consumo, generación de ingreso, de ahí que se definiera trabajar con ellos (SEPSA, 2021). Adicionalmente, se realizó un sondeo que dejó determinar puntos críticos potenciales de pérdida y por tanto se aplicó una medición de la pasa descartada para cada caso y una descripción básica, como se observa en la siguiente tabla. Si bien podrán notarse porcentajes relativamente bajos (0,29 a 10,5%), la proporción de estos en términos de los volúmenes de producción significan una masa de productos que no puede ni debe quedar en simple descomposición a cielo abierto y en cambio pueden ser aprovechados (PNUMA, 2021).

Tabla 1. Descripción de hallazgos de pérdida de alimento en el caso agrícola

Producto	Año de estudio	Unidades estudiadas	Pérdida detectada	Descripción de daños principales
Tomate	2015	6 fincas agrícolas y 4 puestos de comercialización	6% finca 6% comercialización	Daños mecánicos (ruptura de cáscara o rasguños) así como fisiológicos por exceso de maduración.
Cebolla	2016	3 fincas y 3 puestos de comercialización	10,5% en finca 0,29% comercialización	Daños mecánicos, así como otros de tipo fisiológico relacionados a tamaño o forma
Papa	2022	2 fincas agrícolas y 2 plantas de lavado (acondicionamiento poscosecha)	1,57% en finca 1,42 en planta	Daños entomológicos y patológicos y en menor medida mecánicos (corte de papa al momento de cosechar).

Fuentes: Reportes de proyectos enviados a VIE-TEC, diversos años y Brenes-Peralta, et al., 2015

Producto de lo anterior, se han venido aplicando procesos de revisión de posibles mecanismos de prevención y reducción de la pérdida generada, donde aquellos relacionados a la transformación o

agregación de valor usualmente resultaron de interés para los subsectores en estudio, pues presentaban la dualidad de reducción de estos residuos y la oportunidad de ingreso al diversificar su actividad. Entre las acciones propuestas y actividades celebradas, se ha considerado:

- Definición de protocolos específicos de medición para cada caso, como instrumento inicial de diagnóstico que luego permita explorar mecanismos de prevención y reducción.
- Implementación de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y Buenas Prácticas de Manufactura (BPM)
- Desarrollo de productos de valor Agregado, entre ellos deshidratación de tomate, elaboración de salsas de tomate y cebolla, productos mínimamente procesados a base de cebolla, deshidratación de tomate
- Tratamiento del residuo generado para prevención de enfermedades futuras en los cultivos y potencial valorización mediante compostaje, digestión anaeróbica, entre otros.

3.2 Caso de Servicios de Alimentación

3.2.1. Comedores sociales

Desde hace varios años, uno de los mercados mayorista de frutas y hortalizas costarricense, CENADA, se comprometió a trabajar en materia de sostenibilidad y reducción de desperdicio de alimentos. Producto de esto, y en atención a la ‘Jerarquía de materiales alimentarios’, optaron primero por establecer un programa de rescate de alimentos que aún pudieran ser consumidos antes de desperdiciarse; para el resto de los productos que del todo se descartan y se convierten en un residuo se han venido previendo opciones de lombricompostaje y otros. El programa integra a grupos sociales que visitan la citada central mayorista con la finalidad de eficientizar el proceso de recolección de productos que tienen valor comercial limitado, logrando rescatar 234,000 kg de frutas y vegetales entre setiembre 2020 y mayo 2021 (Bolaños-Palmieri, et al, 2021). Como una de sus acciones, además de establecer el procedimiento de recolección de esos alimentos, este actor institucional se alió mediante un convenio de cooperación con el TEC y otra organización llamada Alimentaristas, y diagnosticaron a 18 organizaciones de bien social que forman parte del programa y suplen parte de sus necesidades de alimentos con el rescate que se hace en esta iniciativa. Las organizaciones tienen comedores que suplen de comida a niños, personas de la tercera edad, personas en recuperación de adicciones, entre otros. Algunos atienden poblaciones pequeñas de 12 personas, pero otros atienden hasta más de 100 personas al día, ofrecen varios tiempos de comida y cuentan con instalaciones con mayor o menor grado de tecnificación.

Como parte del convenio de cooperación se estableció un plan de acción para mejorar capacidades de los encargados de estos comedores, pues cerca del 26% de las organizaciones indicaron que no siempre logran aprovechar la totalidad del producto rescatado. Este plan tuvo el fin de buscar estrategias para prevenir el desperdicio en sus operaciones y evitar trasladar un problema potencial de la central mayorista a sus instalaciones. La figura 1 muestra las razones que más frecuentemente se dan para que ocurra desperdicio en los comedores

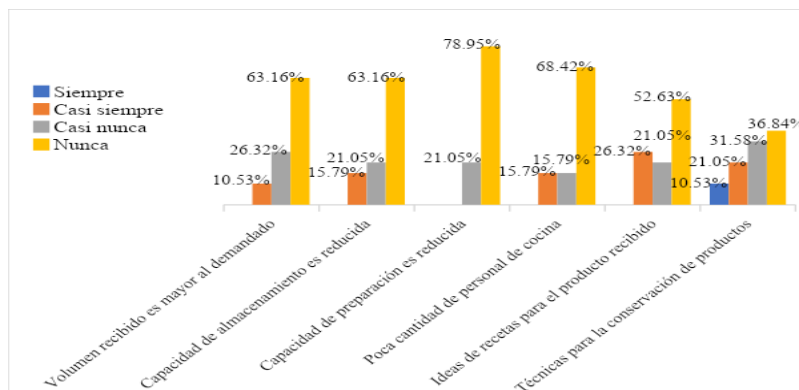


Figura 1. Razones de desperdicio de productos rescatados en los comedores sociales consultados

Lo anterior permitió prever que aquellas estrategias relacionadas a manipulación de los productos, técnicas de conservación e ideas sobre recetas para poder aprovechar los alimentos resultaban críticas para estos comedores. Con el fin de implementar las actividades, se consultó también por días, horarios y modalidades de preferencia para recibir procesos de capacitación y entrenamiento, y se sumaron más aliados como la Asociación Costarricense de Tecnólogos de Alimentos (ASCOTA) y la empresa Equipos Nieto para impartir las sesiones de capacitación.



Figura 2. Ejemplo de taller de capacitación con comedores sociales en técnicas de conservación de alimentos

Como resultado, ya se han implementado durante el 2023, tres sesiones de capacitación sobre manipulación de alimentos, medición de desperdicio y conservación de productos (figura 2), con retroalimentación positiva sobre la utilidad de estas actividades por parte de las personas representantes de los comedores, y con una asistencia sostenida de cerca del 75% de las organizaciones del programa. La última sesión 2023 será ejecutada con apoyo de la Asociación Nacional de Chefs con la finalidad de reforzar junto a la alianza Zero Waste Costa Rica, la posibilidad de hacer recetas que aprovechen todas las partes de los alimentos, y si potencialmente quedan porciones no comestibles, se aprenderá a hacer compostaje con estos residuos.

3.2.2. Hotelería

El último caso estudiado fue el de hoteles que se suscribieron a un proyecto piloto de aplicación de la Guía de Hotel Kitchen de WWF durante el año 2021. Primero se realizó un lanzamiento del programa, se recibieron inscripciones y se incorporaron tres hoteles al piloto. Uno de ellos fue una propiedad de un hotel de cadena ubicado en la zona central del país, y los otros dos fueron pequeños hoteles (uno en montaña y otro en playa).

En todos los casos se realizó un acompañamiento virtual a los hoteles donde un especialista de la Red PDACR compartió distintos temas de interés: medición, alternativas de valorización, distribución de cocinas para un proceso más eficiente, comunicación interna y comunicación al cliente sobre mensajes para reducción del desperdicio alimentario, entre otros. Si bien la guía establece 16 semanas para el establecimiento del equipo, definición de línea base, intervención e institucionalización de los cambios (WWF, 2018), en el caso de este pilotaje el acompañamiento se extendió a 1 año, dado el reingreso a operaciones postpandemia y los ajustes que esto implicó. Una vez estabilizada la operación, se siguieron recopilando datos.

Entre las acciones consideradas, se destacó que uno de los hoteles estableció la implementación de estrategias como capacitación interna y un concurso de cocina sostenible para motivar a sus colaboradores, y otra recalcó la incorporación de herramientas básicas de cocina y métodos de manejo de inventario. Cada hotel empezó el registro de su desperdicio, en algunos casos con mayor o menor agregación de la

información; es decir algunos pudieron indicar el origen del desperdicio, otros solo la masa general del desperdicio.

Como resultado, fue posible ver en todos los casos una reducción consistente del desperdicio *per cápita* generado en las cocinas, con hoteles que lograron una reducción del 30% hasta un 50% como se observa en la figura 3.

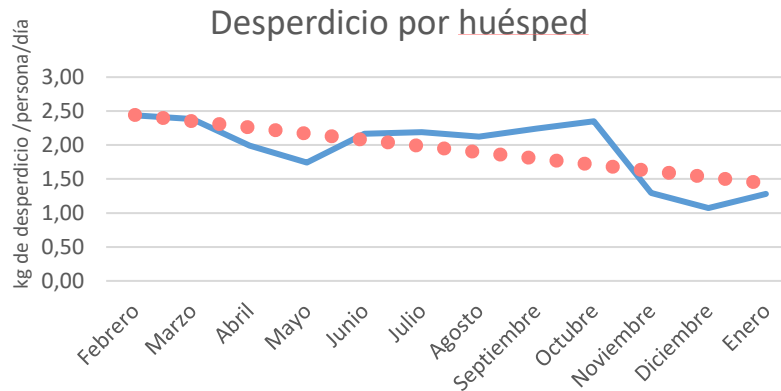


Figura 3. Comportamiento de la generación de desperdicio en uno de los hoteles del piloto 2021

Dentro de la retroalimentación de los casos, los representantes de los hoteles manifestaron la relevancia de los registros del desperdicio como un paso de documentación, transparencia y monitoreo de los avances en esta materia, y uno de ellos está en este momento implementando tecnologías que permitan hacer tanto este monitoreo de manera más autónoma, como para procesamiento de los alimentos de manera más eficiente.

3.3 Abordaje de las PDA

Los hallazgos anteriores dejan visualizar una serie de pasos lógicos y secuenciales que inician con el diagnóstico, y una vez comprendidas las magnitudes y causas de esta PDA se prosigue con la aplicación de la 'Jerarquía de materiales alimentarios' (FAO, 2021). Esto supone, similar al caso de la gestión integral de residuos, la prevención de la ocurrencia de la pérdida mediante las BPA y BPM como primer paso en el caso agrícola, o las técnicas de conservación en los comedores sociales. Luego se avanza hacia la reducción de estas PDA mediante estrategias de agregación de valor de producto o de recetas que minimicen el desperdicio, pues de no hacerlo estos alimentos ya no llegarían a ser consumidos, y de esta manera lograr que se mantengan en la cadena de suministro para humanos. Finalmente, se proponen opciones de valorización del residuo que podrán resultar, por ejemplo en, reciclaje de nutrientes aún presentes en estos materiales perdidos para elaborar abonos, evitando una disposición final o desuso de los recursos extraídos en el sector agroalimentario. Adicionalmente, se denota la importancia de procesos conexos como el monitoreo de las PDA, así como el acompañamiento de tecnología y fomento de capacidades y motivación, como motores de estas intervenciones.

En resumen, la experiencia del TEC con la Red PDA, propone los siguientes pasos para abordar las PDA:

- i) contacto inicial con las organizaciones, para conocer sus intereses y anuencia a ser parte de estos procesos
- ii) revisión preliminar, para visualizar posibles áreas de intervención, competencias previas, dinámica de la actividad por abordar
- iii) aplicación del diagnóstico (cuantificación de PDA y percepciones de usuarios)

- iv) celebración de actividades de sensibilización, con el fin de familiarizar a los miembros de la organización con la temática, su importancia y las oportunidades alrededor de estas, así como con los resultados del diagnóstico
- v) acompañamiento en intervenciones, para orientar en términos de celebrar lluvias de ideas, o fomentar capacidades en temas clave y promover una adopción del cambio, y generar la salida del TEC de la operación habitual de la organización.

4. Conclusiones

Toda actividad humana genera un impacto en el entorno y los sistemas alimentarios no son la excepción. Entre los impactos que estos generan, las PDA constituyen un fenómeno por atender dadas las implicaciones ambientales, económicas y sociales que tienen. Ahora bien, dada la variedad de actividades de producción de alimentos, sean estos frescos, procesados o preparados en servicios de alimentación resulta importante acercarse a las organizaciones para abordar esta problemática y atacar sus causas, así como proveer sistemas alimentarios más sostenibles e inclusivos.

Los casos en estudio anteriores muestran que, aunque son diversos entre sí, sus experiencias pueden ser sistematizadas y pueden ser abordados desde una serie de pasos secuenciales que inician con un primer acercamiento, pasan por un diagnóstico y luego por la intervención. En cada situación, según la naturaleza de la operación podrán haber opciones de métodos que permitan diagnosticar o fomentar capacidades, todas ellas conducentes y amparadas en principios de reducción y prevención de las PDA y el residuo que estas generan cuando ocurren.

Agradecimientos

Se agradece a los miembros de la Red PDA CR que han formado parte de esos estudios, y a los y las estudiantes asistentes que han colaborado a lo largo del tiempo en ellos.

Referencias

- Ávila-Hernández, M., Campos-Rodríguez, R., Brenes-Peralta, L., & Jiménez-Morales, M. (2018). Generación de biogás a partir del aprovechamiento de residuos sólidos biodegradables en el Tecnológico de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(2 DOI: 10.18845/tm.v31i2.3633).
- Bhattacharya, A., & Fayezi, S. (2021). Ameliorating Food Loss and Waste in the Supply Chain through Multi-Stakeholder Collaboration. *Industrial Marketing Management* 93, 328–343. <https://doi.org/10.1016/j.indmarman.2021.01.009>.
- Bolaños-Palmieri, C. J.-M.-V.-C.-P. (2021). Food Loss and Waste Actions: Experiences of the Costa Rican Food Loss and Waste Reduction Network. *Foods*, 10(10), 2358 <https://doi.org/10.3390/foods10102358>.
- Brenes-Peralta, L. J.-M.-R. (2021). Food waste valorization through composting and bio-drying for small scale fruit processing agro-industries. *Ingeniería y competitividad*, 23(1), <https://doi.org/10.25100/iyc.v23i1.9623>.
- Brenes-Peralta, L., Gamboa-Murillo, M., & Segreda-Rodríguez, A. (2019). Evaluación técnica de la agregación de valor a partir de variedades de cebolla (*Allium cepa*) cultivadas al norte de la Región Central Oriental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha* vol.32 no3, <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v32i2.4503>.
- Brenes-Peralta, L., Jiménez-Morales, M., & Gamboa-Murillo, M. (2015). Diagnóstico de Pérdidas y Desperdicio de Alimenticio en dos canales de comercialización de la Agrocadena de Tomate Costarricense para su posterior Disminución. Obtenido de Repositorio TEC: <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/6458>

- Chaves-Arias, R., Campos-Rodríguez, R., Brenes-Peralta, L., & Jiménez-Morales, M. (2019). Compostaje de residuos sólidos bio-degradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. *Tecnología en Marcha* (2019)Enero-Marzo, 32-1.
- Davis, J., De Menna, F., Unger, N., Östergren, K., Loubiere, M., & Vittuari, M. (2017). Generic strategy LCA and LCC - Guidance for LCA and LCC focused on prevention, valorisation and treatment of side flows from the food supply chain. Recuperado el 12 de December de 2020, de <https://eu-refresh.org/generic-strategy-lca-and-lcc>
- FAO. (2014). Evaluación de Pérdida de Alimentos: Causas y Soluciones (traducción al español por Laura Brenes-Peralta. Roma: FAO.
- FAO. (2019). The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction. Rome Italy. Disponible en <http://www.fao.org/3/ca6030en/ca6030en.pdf>: FAO.
- FAO. (2021). Código de conducta voluntario para la reducción de las pérdidas y el desperdicio de alimentos. Obtenido de <http://www.fao.org/3/nf393es/nf393es.pdf>
- Fonseca, J. (2014). Definiciones importantes sobre las Pérdidas de Alimentos. Documento de apoyo para el Taller sobre Pérdidas y Desperdicio de alimentos: Hacia la conformación de una red nacional. Rural Infrastructure and Agro-Industries Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. Roma, Italia
- González-Rojas, N., Brenes-Peralta, L. Jiménez-Morales, M., Vaquerano-Pineda, F., Campos-Rodríguez, R. (2018). Estabilización anaeróbica de residuos sólidos biodegradables para proponer un producto alimenticio para cerdos, en el Tecnológico de Costa. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(4), 121-132. <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v31i4.3970> .
- Granstrand, O., & Holgersson, M. (2020). Innovation Ecosystems: A Conceptual Review and a New Definition . *Technovation* , 90–91, 102098. <https://doi.org/10.1016/j.technovation.2019.102098>.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2011). Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. Recuperado el 13 de November de 2014, de <http://www.fao.org/3/a-i2697e.pdf>
- HPLC. (2014). Food losses and waste in the context of sustainable food systems. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome. Obtenido de <http://www.fao.org/3/a-i3901e.pdf>
- Östergren, K., Gustavsson, J., Bos-Brouwers, H., Timmermans, T., Hansen, O.-J., Møller, H., . . . al., e. (2014). FUSIONS Definitional Framework for Food Waste. . Göteborg, Sweden : SIK—The Swedish Institute for Food and Biotechnology. ISBN 978-91-7290-331-9. Recuperado el 9 de March de 2021
- PNUMA. (2021).Compostar puede ayudarnos a reducir nuestro impacto en el planeta. Disponible en <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/compostar-puede-ayudarnos-reducir-nuestro-impacto-en-el-planeta#:~:text=El%20compostaje%20adecuado%20de%20los,de%20nutrientes%20a%20las%20plantas>
- Red PDA CR. (2018). Guía Para La Medición Del Desperdicio de Alimentos en Cocinas Institucionales o Comerciales: Guías de Medición, Prevención y Reducción de Pérdida y Desperdicio de Alimentos, 1st ed.; Editorial Tecnológica de Costa Rica: Cartago, Costa Rica, https://www.tec.ac.cr/sites/default/files/media/doc/2_guia_medicion_cocinas_web.pdf
- SEPSA. (2021). Boletín estadístico agropecuario. Disponible en <http://www.infoagro.go.cr/EstadisticasAgropecuarias/Paginas/BoletinesEstadisticos.aspx>

- UNEP. (2021). Food Waste Index Report 2021. Nairobi. Disponible en <https://www.unep.org/resources/report/unep-food-waste-index-report-2021>: UNEP.
- United Nations. (2019). Global sustainable development report 2019: The future is now – Science for achieving sustainable development. Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General. New York, United Nations. (also available at <https://sustainabledevelopment.un.org/globalreport/2019>).
- Vittuari, M., De Menna, F., García-Herrero, L., Pagani, M., Brenes-Peralta, L., & Segrè, A. (2019). Chapter 17 - Food systems sustainability: The complex challenge of food loss and waste. En R. M. Riccardo Accorsi, Sustainable Food Supply Chains (págs. 249-260). Italy: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813411-5.00017-X>.
- WWF. (2018). Hotel Kitchen: Fighting Food Waste in 16 Weeks: Champion's Guide. Disponible en <https://hotelkitchen.org/wp-content/uploads/2019/08/HotelKitchen-Guide-FINAL.pdf>

AVANCES Y LIMITACIONES DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL Y DESECHOS SÓLIDOS: LA EXPERIENCIA DE PANAMÁ

Cruz - Quijada, Luz Graciela ^{1*}, Tejedor-Flores, Nathalia ²

¹ Monitoreo Ambiental Manglares de la Bahía de Panamá, Ciudad del Saber, SENACYT, Panamá,
lcruz@senacyt.gob.pa

² Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas de Panamá, Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá,
nathalia.tejedor@utp.ac.pa

Resumen

A través de una revisión de actores, programas, proyectos y publicaciones de experiencias de educación ambiental y residuos sólidos fue realizado un estudio descriptivo de las mismas. El objetivo de este estudio ha sido identificar el alcance de diversas experiencias de la educación ambiental y desechos sólidos, que se realizan desde la academia, las instituciones públicas y los organismos no gubernamentales. La metodología utilizada fue la aplicación de un cuestionario de opciones múltiples. Un primer paso fue identificar las diversas instituciones, programas y proyectos que realizan acciones en educación y residuos y contactar a sus responsables, investigadores y coordinadores de proyectos. La investigación es descriptiva, ya que considera las experiencias que se ejecutan en la capital del país, y la experiencia de dos proyectos de investigación que desarrollaron acciones de educación ambiental con financiamiento de SENACYT, y proyectos institucionales de instituciones públicas, así como también proyectos de las ONG's. Los resultados permiten identificar el principal enfoque de los diversos programas a nivel metodológico "aprende haciendo". A nivel de país, han sido dados pasos importantes para establecer la educación ambiental, y las experiencias de reciclaje, pero aún está pendiente el desarrollo de una política de educación ambiental y un currículo que permita tanto a educadores, instituciones pública y ONG's gestionar la complejidad y lo multifacético que resulta el manejo de residuos sólidos. Los resultados permiten tener una aproximación de la experiencia de educación ambiental y establecer acciones que permitan abordar los principales desafíos.

Palabras clave: *Educación ambiental, residuos sólidos, gestión de residuos*

1. Introducción

La educación ambiental en los últimos años está presente en diversas iniciativas de educación formal y no formal. La revisión del marco legal permite identificar su evolución en las últimas décadas. En la década del 90, fue aprobada la Ley 10 de 1992, por la cual se adopta la Educación Ambiental como una estrategia nacional para conservar y desarrollar los recursos naturales y preservar el ambiente. En el año 2014 se introduce la obligatoriedad de la educación ambiental (*Ley N° 38 de 2 de diciembre de 2014, QUE ESTABLECE LA ENSEÑANZA OBLIGATORIA DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL Y LA GESTIÓN INTEGRAL DE RIESGO DE DESASTRES, Y DICTA OTRA DISPOSICIÓN.*, s. f.), Esta nueva ley, incluye la obligatoriedad de la educación ambiental, e indica cuales son las instituciones responsables: las instituciones educativas deben formalizan la inclusión en el currículo. Esta misma ley señala que se debe establecer la Comisión de Educación Ambiental para el fomento y orientación de la educación ambiental a nivel nacional, en la que podrán participar instituciones gubernamentales y no gubernamentales relacionadas con el ambiente

En 1998, fue aprobada la primera ley general del ambiente, la Ley 41 del 1 de julio de 1998 denominada Ley General de Ambiente de la República de Panamá, que instituye como parte de las estrategias, principios y lineamientos de la Política Nacional del Ambiente, "estimular y promover comportamientos ambientalmente sostenibles y el uso de tecnologías limpias, así como apoyar la conformación de un

mercado de reciclaje y reutilización de bienes”. En el 2015, la Autoridad Nacional del Ambiente, creada a través de la Ley General del Ambiente, crea el Ministerio de Ambiente (Ley 8 de 25 de marzo de 2015), tiene entre sus funciones: Impulsar la elaboración y ejecución de programas de educación ambiental, formal y no formal, en coordinación con el Ministerio de Educación y las instituciones especializadas. Actualmente, ambas instituciones trabajan juntas en el desarrollo de una política de educación ambiental. En el Artículo 49, el Ministerio de Ambiente (Ley 8 de 2015), fomentará la aplicación de la Ley 38 de 2014 y cualquiera otra norma relacionada al eje transversal de educación ambiental en las comunidades, en coordinación con el Ministerio de Educación. Transcurridas tres décadas, hay una ausencia de materiales educativos, y de la política de educación ambiental. Las actuales experiencias de educación ambiental han permitido una diversidad de enfoques y énfasis. Dependiendo de la zona de trabajo, los énfasis de la educación ambiental estarán orientados a los problemas más relevantes del área. Así, por ejemplo, la educación ambiental en las zonas urbanas tiende a crear valores, conocimientos y prácticas sostenibles y gestión de los desechos sólidos. En áreas rurales, la educación ambiental es dirigida a los problemas hídricos, climáticos, de vulnerabilidad o a la presión sobre los recursos naturales y desechos sólidos.

El artículo 33 de la Ley 8 de 25 de marzo de 2015, establece, que el Estado debe difundir información o programas sobre la conservación del ambiente y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, así como promover actividades educativas y culturales de índole ambiental, para contribuir a complementar los valores cívicos y morales en la sociedad panameña. El Ministerio de Ambiente, a través de la Dirección de Fomento de la Cultura Ambiental tiene como objetivo: Construir una cultura ambiental en los ciudadanos a través de la formación integral, la investigación, la promoción y divulgación del proceso de Educación Ambiental, con miras al logro de un desarrollo sostenible con calidad de vida. Por su parte, desde el Ministerio de Educación, a través de la Dirección Nacional de Educación Ambiental buscan cumplir con el objetivo de: Concienciar a la comunidad educativa de la importancia de su participación en la protección, preservación y aprovechamiento ordenado de los recursos naturales, mediante la Educación Ambiental dirigida a lograr un cambio de actitud y valores, a fin de sensibilizarla, en la preservación del equilibrio que debe existir entre el hombre y la naturaleza, para mejorar la calidad del ambiente y por ende, la calidad de vida. La educación ambiental no formal y desechos sólidos está siendo desarrollada por ONG's e instituciones públicas locales. En el ámbito académico se conocen de experiencias de educación ambiental y gestión de desechos sólidos a través del reciclaje. A través de esta investigación de carácter descriptivo y exploratorio, se contactó un número limitado de experiencias de educación ambiental que se desarrollan en las áreas urbanas principalmente. La investigación permitió identificar las iniciativas, sus áreas de influencia, así como también, los énfasis metodológicos y el alcance de resultados.

2. Metodología

Es un estudio descriptivo, cuyo principal instrumento ha sido un cuestionario general dirigido a los responsables de educación, e investigadores. Un primer paso fue identificar las diversas instituciones, programas y proyectos que realizan acciones en educación y residuos. La investigación consideró las experiencias que se ejecutan en la capital del país, dos proyectos de investigación que desarrollaron acciones de educación ambiental que fueron financiados por la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT), y programas institucionales y programas de ONG's, que realizan proyectos comunitarios de educación ambiental junto con acciones de reciclaje. Como instrumento de investigación se utilizó un cuestionario de opciones múltiples (Alva Valdiviezo, 2019). El cuestionario contó con 13 preguntas de opciones múltiples y fue sometido a una evaluación de cinco expertos. Los expertos recibieron un instrumento de evaluación y el cuestionario de opción múltiple. La evaluación de los expertos permitió evaluar el Coeficiente alfa (α) y la estructura interna de las preguntas. El coeficiente de Cronbach (Cronbach, 1951) o Coeficiente alfa que permite evaluar la estructura interna de un instrumento

de consulta. El coeficiente α se considera un índice apropiado de equivalencia. La estimación del coeficiente indicó un valor de 0.7 lo que resulta un instrumento aceptable.

2.1 Proyectos consultados

Fueron invitados a participar más de 17 experiencias de educación ambiental y desechos sólidos desarrolladas por instituciones académicas, instituciones públicas y ONG's. De los 17 invitados, 14 completaron el instrumento de consulta. La siguiente tabla muestra los nombres de los proyectos y/o programas de educación ambiental participantes: seis proyectos de universidades públicas y privadas, tres ejecutados por instituciones públicas y cinco ejecutados por ONG's.

Tabla 1. Nombre de los proyectos de educación ambiental y desechos sólidos participantes del estudio

ID Proyecto	Proyecto
P1	Determinación de la efectividad de un plan de manejo de residuos sólidos universitarios, Universidad Autónoma de Chiriquí, Provincia de Chiriquí - SENACYT
P2	Programa de Reciclaje, Universidad Latina de Panamá
P3	Educación ambiental, Universidad Latina de Panamá
P4	Campaña de concienciación sobre la adecuada disposición de los desechos, Fundación Limpia Panamá, Provincia de Panamá
P5	Caracterización de residuos sólidos, Universidad Latina de Panamá
P6	Programa "Guardianes del ambiente" promueve el manejo integral de los residuos sólidos enfocados hacia la cultura de las 3 R's en las escuelas de nivel primarias (Autoridad de Aseo)
P7	Adopción de tecnologías de reciclaje en escuelas primarias del distrito de La Chorrera, investigadora de la Universidad Tecnológica de Panamá - SENACYT
P8	Manejo integral de desechos sólidos en la Universidad Tecnológica de Panamá
P9	Programa basura Cero y Tour de Guayo, Municipio de Panamá
P10	Reciclando por la gente y el ambiente - INNOVAPET - INNOVAGLASS - Diseño y construcción de centro de acopio para valorización de botellas plásticas en Metetí Darién junto con el CRUD, (Fundación de Acción Social -FAS)
P11	Fortalecimiento de los Consejos Consultivos en la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en las subcuencas de los ríos Chilibre y Chilibrillo, Autoridad del Canal de Panamá
P12	Plan de Sensibilización y Educación Ambiental para las escuelas y comunidades ubicadas en la cuenca del río Juan Díaz, Asociación Marea Verde
P13	Gestión Integral de Residuos en Isla Taboga, Asociación ANCON
P14	Recicla por tu Futuro, Asociación ANCON

La población objetivo de los proyectos (ver Fig. 1. Participantes de los programas..) fueron principalmente estudiantes y miembros de comunidades locales. Seis (6) proyectos de educación ambiental fueron realizados exclusivamente con estudiantes (primaria, básica y universidad); diez (10) proyectos incluyeron estudiantes, docentes y personal administrativo, seis (6) proyectos trabajaron con vecinos de la comunidad urbana, y dos (2) comunidades rurales.

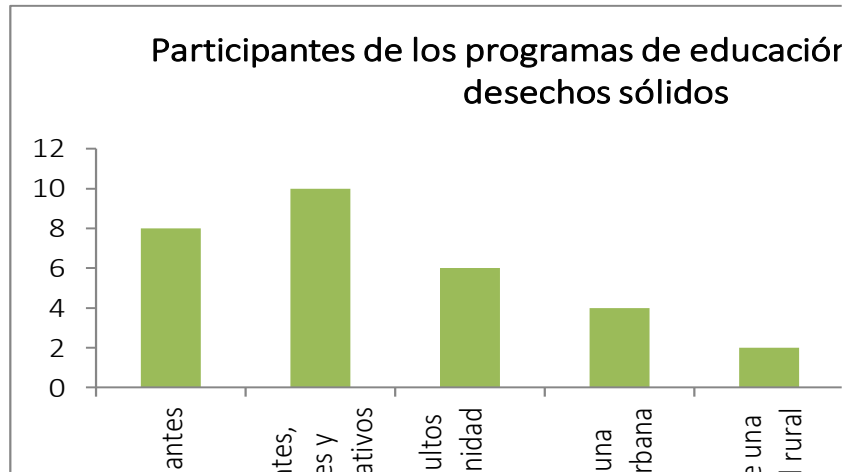


Figura 1. Población participante de los proyectos de educación ambiental y desechos sólidos

En los proyectos a nivel académico, los estudiantes, fueron los principales participantes. En diez (10) experiencias fueron incluidos los docentes y personal administrativo. Los programas de las ONG's e instituciones públicas contaron con población mixta, que comprendió vecinos de comunidades locales, jóvenes, y colaboradores de las propias instituciones, el sector privado y comercial. El nivel educativo de los participantes va desde el nivel primario, básico, secundaria, universidad y nivel técnico. Por lo menos, doce (12) proyectos contaron con estudiantes universitarios, seis (6) proyectos fueron realizados con estudiantes de escuelas primarias. Nueve (9) proyectos fueron realizados con estudiantes de básica y secundaria.

Con relación a la participación de varones y mujeres en los proyectos, siete (7) de los proyectos no consideró el registro diferenciado por género, cinco (5) proyectos indicaron que la mayoría de los participantes fueron mujeres, y dos (2) proyectos señalaron que varones y mujeres participaron en igualdad de número. A nivel de edad, seis (6) de los proyectos trabajaron con jóvenes y estudiantes menores de 25 años. La población participante de ocho (8) de los proyectos fueron adultos cuyas edades comprende entre los 25 y 60 años. Las comunidades participantes en su mayoría urbanas y solo dos (2) experiencias en comunidades rurales. Sobre el tiempo de ejecución y/o duración de los proyectos descritos, cuatro (4) tuvieron una duración de seis meses o menos, tres (3) tuvieron una duración de un año y siete (7) proyectos, la duración es de más de un año.

2.2 Principales objetivos de los programas y proyectos

Fue elaborado un listado de posibles objetivos para los proyectos participantes. Los gestores que completaron el cuestionario señalaron múltiples opciones para indicar los objetivos que guiaron sus experiencias de educación ambiental y desechos sólidos. El principal objetivo seleccionado por once (11) de los proyectos fue: "Sensibilizar sobre los problemas de gestión de desechos sólidos y en capacidad de explicar el impacto en el medioambiente de la gestión inadecuada de los desechos". Este objetivo comprende dos aspectos relevantes: estar sensibilizado frente a una situación o problema y el otro aspecto, comprensión del impacto del problema y capacidad para explicar el mismo. El segundo objetivo más seleccionado (nueve proyectos) fue "Impulsar reciclaje de botellas, latas, cartón, vidrio y papel". Otros dos objetivos mayormente seleccionados (por ocho proyectos) fueron: "Sensibilizar sobre la importancia de gestionar los desechos sólidos" y el segundo: "Impulsar la valorización de desechos sólidos para producir compost y otros materiales". Los objetivos seleccionados apuntan a conocimiento y acción encaminada al reciclaje y la valorización: compostaje y nuevos materiales.

Tabla 2. Objetivos de los proyectos

Objetivo principal	Cantidad de proyectos
Sensibilizar sobre la importancia de gestionar los desechos sólidos	8
Sensibilizar sobre el impacto de los desechos sólidos e iniciar experiencia de reciclaje	7
Sensibilizados sobre los problemas de gestión de desechos sólidos y en capacidad de explicar el impacto en el medioambiente de la gestión inadecuada de los desechos	11
Impulsar reciclaje de botellas, latas, cartón, vidrio y papel	9
Impulsar la valorización de desechos sólidos para producir compost y otros materiales	8
Reutilizar materiales plásticos y papel	6
Otros objetivos	3

El proyecto impulsado por la Autoridad del Canal de Panamá para el Fortalecimiento de Consejos Consultivos describió un objetivo que no estaba en la lista: *“Generar una conciencia reflexiva de acción hacia el problema de manejo de los desechos sólidos brindando herramientas que contribuyan a disminuir su generación y aumentar su valorización. Adicional, otro de los objetivos del programa es mejorar la calidad de vida de los colaboradores y de las personas que participan en la cadena de valor del reciclaje”*. Resulta importante, pasar del nivel de sensibilización al desarrollo de una conciencia que lleve a la acción, y que permita a los miembros de la comunidad participar de la cadena de valor del reciclaje, al tiempo que contribuya a mejorar la calidad de vida. De acuerdo con los objetivos más seleccionados, la educación ambiental sobre desechos sólidos conlleva experiencias de separación de desechos, reciclaje, y valorización de desechos. Los objetivos seleccionados por los participantes están encaminados a generar cambios en los comportamientos, valores y educación ambiental, y representa un elemento capaz de crear nuevos patrones de comportamiento individual y social (Albán & Vieira, 2022).

2.3 Alianzas y colaboraciones

El desarrollo de los proyectos ha implicado el establecimiento de acciones colaborativas. Las principales acciones colaborativas fueron desarrolladas con instituciones locales: Municipios, Juntas Locales (espacio de acción de los Representantes de Corregimientos – autoridad local), las agencias locales de instituciones nacionales (Ministerio de Ambiente, Ministerio de Educación), empresas privadas y diversas formas organizativas de los vecinos (grupos juveniles, grupos de vecinos, grupos de tercera edad, otros) y en algunos casos, Proyectos como Basura Cero del Municipio de Panamá y Guardianes Ambientales de la Autoridad de Aseo, las ONG 's, como lo son Marea Verde, Asociación ANCON y Fundación Limpia Panamá, y la Fundación FAS han considerado el sector privado y los comercios locales en sus programas encaminados al reciclaje. Ver Figura 2 Grupos e instituciones que colaboran.

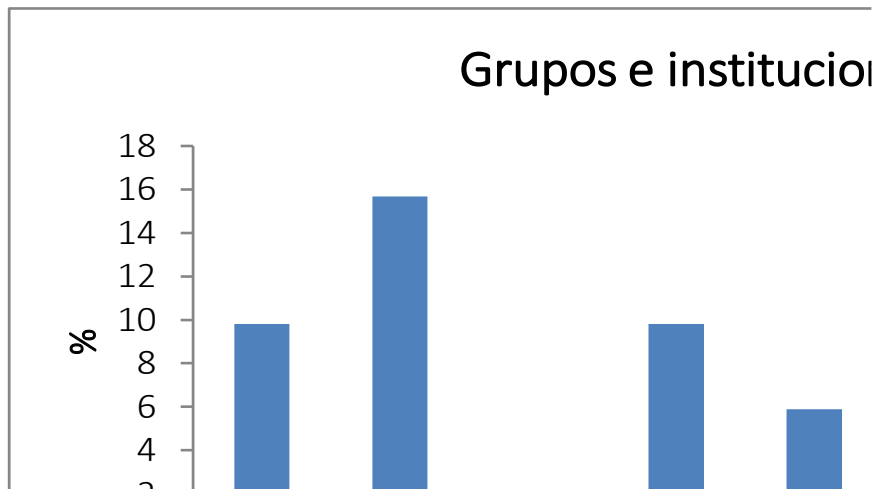


Figura 2. Instituciones que participaron y/o colaboraron en el desarrollo de los proyectos

Los niveles de éxito de los proyectos gestión de residuos dependen en gran parte de la colaboración de instituciones locales y nacionales. Las ONG's han logrado incorporar la participación del sector privado y comercial a nivel local, facilitando iniciativas de reciclaje de plásticos, latas y otros materiales. Identificar los actores para una gestión de desechos sólidos, e involucrarlos en el proceso desde el inicio, permite resultados positivos (*Educación Ambiental y residuos sólidos, México DF, s. f.*). En el caso de las instituciones educativas, la falta de compromiso por parte de las instituciones responsables de reciclaje, y transporte de los desechos sólidos ha sido una limitante para el éxito de acciones de separación y reciclaje.

2.4 Enfoque metodológico

Fueron propuestos una lista de enfoques metodológicos que sugieren diversos énfasis en la modalidad de intervención de la educación ambiental en desechos sólidos. Por un lado, se hizo énfasis en los aspectos de desarrollo de valores, actitudes, prácticas de gestión ambiental, y, por otro lado, se hizo énfasis en el desarrollo de técnicas y metodologías de investigación.

Tabla 3. Enfoques metodológicos de los diversos proyectos

Enfoque metodológico	Cantidad de proyectos
Enfoque aprender haciendo	9
Enfoque de validación de técnicas y metodologías de investigación de desechos sólidos	1
Enfoque que le permita identificar las concepciones/enfoques teóricos o paradigmas que explican la relación de las personas y los desechos, y las formas de gestionar destino final	3
Enfoque de integrar concepción, hábitos, habilidades, valores	5
Enfoque de valoración crítica de la gestión de residuos, investigación aplicada y el desarrollo opciones de manejo, gestión y valorización	5
Enfoque integrador multidisciplinario que promueve la investigación y el desarrollo de aplicaciones y modelos de gestión de desechos	3
Enfoque desarrollar actitudes y valores medioambientales	5
Enfoque de desarrollo de habilidades creativas para la confección de artesanías y otras manualidades basadas en el reciclaje	2
Enfoque de re-uso-reciclaje, y gestión de residuos, cuidado de la comunidad	8

El enfoque seleccionado por nueve (9) de los catorce (14) proyectos fue: "Enfoque *aprender haciendo*", el segundo enfoque metodológico fue el énfasis en el "*re-uso-reciclaje, y gestión de residuos, cuidado de la comunidad*". Los siguientes enfoques seleccionados fueron: "*Enfoque de valoración crítica de la gestión de residuos, investigación aplicada y el desarrollo opciones de manejo, gestión y valorización*"; "*Enfoque de integrar concepción, hábitos, habilidades, valores*", y el "*Enfoque desarrollar actitudes y valores medioambientales*". En el ámbito académico fueron seleccionados enfoques dinámicos que permiten analizar los modelos de gestión de desechos, la investigación multidisciplinaria, y metodologías específicas desde caracterización de desechos y herramientas para la investigación. Por su parte, los proyectos liderados por las instituciones públicas y las ONG's eligieron enfoques vinculados a la gestión de residuos, prácticas de reciclajes y el desarrollo de valores y actitudes medioambientales.

2.5 Principales problemas encontrados

En la actualidad, cuatro (4) de los catorce (14 proyectos), se mantienen activos: Fortalecimiento de los Consejos Consultivos que ejecuta la Autoridad del Canal, el Centro de Acopio de Metetí Darién desarrollado por la Fundación FAS y los liderados por la Fundación ANCON, que se realizan en los Municipios de Taboga y Recicla por tu futuro (iniciativa público privada que da continuidad al Programa Basura Cero). El programa Basura Cero ha evolucionado a un programa más amplio de Educación Ambiental, incorporando otros temas como el cambio climático. Basura Cero y el Tour de Guayo desarrollan programa de educación ambiental en 13 escuelas del distrito capital. A nivel universitario, los proyectos realizados han estado asociados a cursos académicos y la continuidad de estos ha sido limitada. En la siguiente tabla se presentan las principales limitaciones encontradas:

Tabla 4. Problemas identificados en las experiencias de educación ambiental y gestión de residuos sólidos

Principales problemas	Cantidad de proyectos
Ausencia de recursos para la implementación de acciones de reciclaje, y/o valorización de desechos	10
Políticas institucionales que limitan a los estudiantes, profesores y/o administrativos desarrollar acciones de reciclaje o manejo adecuado de desechos	2
Altos costos de transporte para entregar material para reciclar a las recicladoras	7
Ausencia de coordinación entre las autoridades académicas, municipales y las empresas recicladoras	2
Dificultades para comprender los programas de educación ambiental como un eje transversal a diversas asignaturas, el ambiente y la capacidad de gestión de los participantes	4
Ausencia de programa o Currículum de educación ambiental que considere contenido – problemas, análisis, búsqueda de soluciones y la realización de acciones	2
Los precios que se ofrecen las empresas recicladoras por la venta de plásticos, latas, papel o cartón no son atractivos para el grupo gestor	3
Ausencia de políticas que promuevan el reciclaje, y la valorización de los desechos sólidos	3
Otros problemas	1

Los principales problemas identificados por los líderes de proyectos (10) fueron: "Ausencia de políticas que promuevan el reciclaje, y la valorización de los desechos sólidos", en segundo lugar (7), "Altos costos de transporte para entregar material para reciclar a las recicladoras". Los siguiente tres problemas recibieron el mismo número de selección (2): "Ausencia de programa o Currículum de educación ambiental que considere contenido – problemas, análisis, búsqueda de soluciones y la realización de acciones", Ausencia de recursos para la implementación de acciones de reciclaje, y/o valorización de desechos" y "Dificultades para comprender los programas de educación ambiental como un eje transversal a diversas asignaturas, el ambiente y la capacidad de gestión de los participantes."

2.6 Principales resultados de los proyectos

El principal resultado de los proyectos: (10/14) proyectos indicaron que el principal resultado obtenido fue "Personas sensibilizadas sobre la gestión de residuos sólidos que se involucran en reciclaje, separación de desechos en casa, y reutilización. En segundo logro (9/14) fue "Personas sensibilizadas sobre la necesidad de gestionar de forma sostenible los desechos sólidos." Y el tercer resultado más seleccionado (6/14) "Personas informadas, infraestructura establecida para reciclaje y separación de desechos instalada."

Tabla 5. Principales resultados de los proyectos

Principales resultados	Cantidad de proyectos
Personas sensibilizadas sobre la necesidad de gestionar de forma sostenible los desechos sólidos	9

Principales resultados	Cantidad de proyectos
Personas sensibilizadas sobre la gestión de residuos sólidos que se involucran en reciclaje, separación de desechos en casa, y reutilización	10
Personas sensibilizadas que reducen los desechos, reciclan, reúsan, valorizan los desechos sólidos a través de compost y otros	5
Personas informadas, infraestructura establecida para reciclaje y separación de desechos instalada	6
Operaciones exitosas de reciclaje, cultura de disminución de desechos y separación de desechos	4
Formalización de programas de manejo ambiental y del componente de reciclaje	4
Otros resultados	2

2.7 Aspectos que se debieron haber considerado previamente al desarrollo del programa

Entre las aspectos que hubiesen sido necesarios haber previsto de antemano se encuentran los siguientes: 9/14 seleccionó "Establecer previamente las alianzas con los diversos sectores involucrados (Academia, ONG, comunidad, empresas recicladoras, medios de comunicación, etc.) que puedan interactuar con los participantes"; 9/14, "Incluir la cuantificación, seguimiento, monitoreo del impacto que tiene una gestión adecuada de los desechos sólidos en el ambiente cercano al lugar de influencia del programa", 8/14, "Revisar la legislación panameña que promueve actividades de educación ambiental, que debe incluir la revisión del Plan Estratégico de Manejo de Desechos Sólidos del país", 8/14, "Establecer objetivos realistas de gestión de residuos para que sea exitoso", 7/14, "Ampliar las posibilidades de tratamiento de residuos sólidos (Reciclaje, reúso, compost, valorización, transformación energética, etc.)" y finalmente, 7/14, seleccionó "Antes de iniciar revisar las múltiples experiencias que se han realizado a nivel de país en términos de educación ambiental, campañas de sensibilización y experiencias locales de reciclaje y valorización de residuos sólidos."

3. Discusión

Al revisar las respuestas de las 14 experiencias se aprecia que combinan acciones de capacitación – formación en educación ambiental, comunicación y desarrollo de habilidades y nuevos comportamientos para el reciclaje. Los programas de educación ambiental y desechos sólidos están encaminados a formar nuevos comportamientos, desde el ámbito individual y social (*Educación Ambiental y residuos sólidos, México DF, s. f.*). La Dra. Melitza Tristán analizó las experiencias de educación ambiental en el ámbito educativo de la educación pública realizadas en el periodo de decenio de los objetivos de desarrollo sostenible. Ella encontró que las experiencias de educación ambiental a nivel educativo se basan en la aplicación de las Guías didácticas de educación ambiental, sin embargo, puede considerarse mínima la contextualización de estas a la realidad socioambiental donde se encuentra la institución escolar. El estudio de la Dra. Tristán encontró que sólo el 5.7% de los docentes realizan las actividades propuestas en dichas Guías. De igual forma, indicó que a partir de los esfuerzos que habían llevado a cabo los funcionarios de la Dirección Nacional de Educación Ambiental del Ministerio de Educación, y la Autoridad Nacional del Ambiente, no logra concretarse el proceso de enseñanza-aprendizaje como eje transversal, (Tristán Mojica, 2013). Otro aspecto observado en los proyectos que se realizaron en el ámbito académico ha sido el desarrollo de proyectos sin continuidad (Araujo et al., 2022). Lo importante de estas experiencias en el ámbito académico fue que combinaron acciones de capacitación, sensibilización con prácticas de separación, reciclaje y en desarrollo de protocolos para la investigación en desechos sólidos (caracterización, evaluación de materiales y valorización) (Bermúdez Pino, 2019). Una dimensión de la educación ambiental es que tiene el firme propósito de reducir los residuos sólidos (Rico Torregrosa, 2018). Por su lado, las experiencias de educación ambiental promovidas por asociaciones e instituciones públicas estuvieron dirigidas a promover entre las participantes experiencias de separación, de reciclaje,

acciones colaborativas entre diversos sectores y el desarrollo de capacidades de gestión, administración de procesos de reciclaje.

4. Conclusiones

Las experiencias de educación ambiental y desechos sólidos no están limitadas al ámbito académico y no responden a una estrategia de educación ambiental. Las experiencias institucionales en conjunto con ONG's han permitido el desarrollo de experiencias locales de reciclaje e iniciado experiencias de valorización de desechos. La experiencias ha permitido formar nuevos comportamientos a nivel individual y social en grupos de estudiantes, vecinos de la comunidad y jóvenes en general. La participación de una diversidad de actores (instituciones públicas, privadas y comunidad local) en los procesos de educación ambiental y gestión de desechos han contribuido al éxito de programas de separación y reciclaje. Con el fin de dar continuidad de este estudio, se sugiere realizar la sistematización de estas experiencias e identificar las lecciones aprendidas de las diversas experiencias, que pudieran contribuir al desarrollo de un currículo de la educación ambiental.

5. Agradecimientos

Agradecemos a los docentes, investigadores, líderes de programas y proyectos en el ámbito institucional, de los organismos no gubernamentales y académico por su pronta contribución al desarrollo de este estudio.

6. Referencias

- Albán, M. E. L., & Vieira, M. G. R. (2022). Educación ambiental y gestión de residuos sólidos: Un estudio en el nivel básico superior de Ecuador. *Polo del Conocimiento*, 7(11), Art. 11. <https://doi.org/10.23857/pc.v7i11.4858>
- Alva Valdiviezo, W. (2019). Ecoeficiencia: Nueva estrategia para la educación ambiental en instituciones educativas. *Investigación Valdizana*, 13(2), 77-84.
- Araujo, A. O., Ortega, H. O., & Noguera, L. J. C. G. (2022). Educación ambiental para el buen manejo de los residuos sólidos. *Inclusión y Desarrollo*, 9(1), Art. 1. <https://doi.org/10.26620/uniminuto.inclusion.9.1.2022.74-86>
- Bermúdez Pino, W. (2019). Influencia de educación ambiental en la gestión de residuos sólidos en la institución educativa Víctor Reyes Roca distrito de Luyando, 2018. *Universidad Nacional Agraria de la Selva*. <http://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/1585>
- Cronbach, L. J. (1951). Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, 16(3), 297-334. <https://doi.org/10.1007/BF02310555>
- Educación Ambiental y residuos sólidos, México DF* (s. f.). Recuperado 5 de febrero de 2023, de <https://bit.ly/3YV1kXb>
- Ley 51 del 29 de septiembre de 2010.pdf*. (s. f.). Recuperado 17 de febrero de 2023, de <https://bit.ly/3Ijr6lo>
- Ley N° 38 de 2 de diciembre de 2014, QUE ESTABLECE LA ENSEÑANZA OBLIGATORIA DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL Y LA GESTIÓN INTEGRAL DE RIESGO DE DESASTRES, Y DICTA OTRA DISPOSICIÓN* (s. f.) Recuperado 5 de febrero de 2023, de <https://vlex.com.pa/vid/ley-n-38-2-558968859>
- Plan-Municipal-Conceptual-de-Manejo-Integral-de-Residuos-Panamá-Convenio-VIC-Barcelona.pdf*. (s. f.) Recuperado 17 de febrero de 2023, de <https://bit.ly/3KA5BLz>
- Rico Torregrosa, A. (2018). Educación Ambiental para el adecuado manejo de los residuos sólidos. *CULTURA EDUCACIÓN Y SOCIEDAD*, 9(3), 281-290. <https://doi.org/10.17981/cultedusoc.9.3.2018.32>
- Tristán Mojica, M. A. (2013). *Educación ambiental en la formación del docente de primaria en la provincia de Veraguas-Panamá*. <https://bit.ly/3ZbfqDI>

EL DISEÑO CONCEPTUAL COMO BASE PARA EL DESARROLLO DE PRODUCTOS MÁS SOSTENIBLES.

Carlos Alberola, Mar¹; Royo González, Marta²; Chulvi Ramos, Vicente ^{2*}

¹Grupo INGRES, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Castellón, España

²Grupo DACTIC, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Castellón, España

*chulvi@uji.es

Resumen

El diseño de productos es fundamental dentro de la economía circular. Un estudio eficiente en la fase de diseño conceptual favorecerá que en etapas posteriores se definan mejor los materiales a utilizar, los procesos de fabricación y la forma de aprovechar el producto o sus componentes una vez finalizada su vida útil. También es clave para crear productos que sean más fáciles de reparar y de separar los materiales para poder ser reciclado. Por estos motivos, los profesionales del diseño de productos desempeñan una labor esencial en la consecución de una economía circular.

En la Universitat Jaume I se imparte el Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos. En segundo curso los alumnos se inician en el diseño de productos en la asignatura Diseño Conceptual. En esta asignatura se definen los objetivos que debe cumplir el producto final y se elaboran diferentes alternativas de un mismo producto, que finalmente pasan por un proceso de evaluación.

El trabajo presentado se basa en el análisis de los objetivos definidos por los alumnos de la asignatura "Diseño Conceptual" durante dos cursos para el diseño y evaluación de alternativas conceptuales teniendo en cuenta dos escenarios. En el primero, el promotor está interesado en un diseño basado en la reutilización de un elemento concreto pero los alumnos no reciben nociones de la importancia del diseño dentro de la economía circular. En el segundo, los alumnos sí que reciben información de incorporar aspectos de circularidad durante la etapa del diseño conceptual. Además, en este segundo caso, los alumnos son preguntados por temas clave en la definición de los objetivos de diseños tanto al inicio de la asignatura como al final. El estudio tiene como objetivo analizar la importancia de la introducción de la educación ambiental en términos de circularidad de manera transversal.

Palabras clave: Diseño Conceptual; educación ambiental; formación transversal; circularidad; diseño de producto

1. Introducción

En los últimos años, la Economía Circular (EC) ha ganado una creciente atención como uno de los enfoques más potentes para avanzar hacia la sostenibilidad. Sostenibilidad y economía circular-están estrechamente relacionados, aunque con ciertas diferencias (Geissdoerfer et al., 2017). El concepto de sostenibilidad propone una nueva visión para la gestión de los recursos, al promover su máximo aprovechamiento (Meadows et al., 1972). La sostenibilidad se basa en satisfacer las necesidades humanas sin comprometer los recursos que proporcionan los ecosistemas (Morelli, 2011) y mantenerlos en uso el mayor tiempo posible (Heijungs et al., 2010). La EC se entiende como un sistema industrial que es restaurativo o regenerativo por intención y diseño. Este sistema pretende reducir las pérdidas medioambientales manteniendo la vida útil del producto, sus componentes y sus materiales, para conservar el valor de los recursos y minimizar la necesidad de nuevos materiales y aportes energéticos (Ellen MacArthur Foundation,

2013). En la EC, la optimización del uso de los recursos, tanto técnicos como biológicos, debe ser una prioridad para darles la mayor vida útil y durabilidad posibles (European Commission, 2015). La EC desvincula el crecimiento económico de la degradación medioambiental, mejora la ventaja competitiva y crea nuevos puestos de trabajo a nivel local (Webster, 2013).

Dentro de la categoría de diseño ecológico se encuentra el diseño para la sostenibilidad (DfS), entre otros. Bocken, De Pauw, et al. (2016) consideraron el DfS como un precursor del diseño circular y propusieron una categorización de enfoques circulares para reducir el uso de recursos que tienen en cuenta el estrechamiento, el cierre y la ralentización de los flujos. Parte de la premisa de utilizar el menor número posible de recursos y mantenerlos lo más cerca posible del usuario. La ralentización de los bucles, haciendo que los recursos duren el mayor tiempo posible junto al usuario, fomentando la durabilidad de los recursos y su adaptabilidad al cambio o a la reparación; el estrechamiento de los bucles, que consiste en utilizar el menor número de recursos posible, sin perjudicar la funcionalidad del producto; y el cierre de los bucles, reciclando los materiales cuando el producto llega al final de su vida útil, evitando así que sean desechados y dándoles una nueva vida al servir como materia prima en cualquiera de las fases de un producto. La introducción de aspectos de circularidad en los productos debe considerarse durante las fases iniciales de diseño, ya que es ahí donde se determina alrededor del 80 % de los costes del ciclo de vida del producto (Keoleian et al., 1993; Kulatunga et al., 2015; Lewis et al., 2001). En fases posteriores, la mayoría de los cambios son ya irreversibles (Corbett y Crookall, 1986; Curran et al., 2004; Graedel et al., 1995; Mileham et al., 1993; Weustink et al., 2000).

Para avanzar hacia la sostenibilidad y la EC autores como Andrews (2015) han estudiado la importancia del papel del diseñador de productos y de las fases de diseño. La situación óptima es que la evaluación de las ideas tenga lugar en la fase de diseño conceptual, ya que es la más flexible de todas las fases, lo que facilita la introducción de cuestiones que aporten las características necesarias del producto (Cross, 1999). Para Golinska et al. (2015) y Küçüksayraç et al. (2015) en las primeras fases del diseño, el producto se concibe de forma general, junto con el uso de los recursos que lo componen. Además, Bocken et al. (2014) consideraron que las cuestiones relacionadas con la economía circular deben integrarse en las primeras fases del diseño, ya que es difícil incluirlas cuando el diseño ha alcanzado fases más avanzadas.

Diferentes estudios muestran cómo estos proyectos de diseño que abordan los principios de la economía circular forman parte de un impulso más amplio para la transición a través de la innovación hacia formas de trabajo y avance de la economía circular en la educación superior (Whitehill et al. 2022). Realizar proyectos reales que integren facetas de la Economía Circular ayuda a capacitar a los estudiantes en cuanto a circularidad (Williams et al., 2017). Estudios de González-Domínguez et al. (2020) indican que los estudiantes consideran que la economía circular debe ser una disciplina complementaria y una competencia transversal. Los alumnos que tenían más conocimientos previos sobre la economía circular valoraban más su relevancia para el diseño y desarrollo de productos, así como para el ejercicio de la profesión.

La siguiente comunicación tiene por objeto analizar la inclusión de objetivos relacionados con la sostenibilidad en dos cursos académicos de la asignatura Diseño Conceptual del Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos de la Universitat Jaume I. Se pretende comparar la cantidad de estos objetivos frente a los objetivos generales del producto y conocer a qué categoría pertenecen los objetivos circulares, es decir, si permiten ampliar, cerrar o ralentizar los loops. Este estudio pretende reflejar el nivel de inclusión de objetivos circulares en el diseño conceptual de productos ante diferentes problemas de diseño.

2. Metodología

La asignatura Diseño Conceptual es una asignatura de 6 créditos de carácter obligatorio que se imparte en el primer semestre de segundo curso del Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos

de la Universitat Jaume I. Esta es la primera asignatura del Grado en la que los alumnos se enfrentan al diseño de un producto, la cual se irá complementando poco a poco a lo largo del Grado con la asignatura de tercer curso “Metodologías de Diseño” y con la asignatura de cuarto curso “Proyectos de Diseño”.

El objetivo de la asignatura “Diseño Conceptual” es que a partir de la detección de una necesidad o la generación de una idea y mediante una serie de técnicas, se definan los objetivos que debería cumplir el concepto y se generen alternativas de diseño que finalmente se evalúan para obtener una solución final (Figura 1). La asignatura se estructura en unas clases teórico-prácticas en las que se presenta la metodología con la cual hacer frente al diseño de un nuevo producto, unas sesiones de problemas para afianzar aquellos aspectos más complicados y unas sesiones de laboratorio en las cuales la parte teórica se aplica de forma práctica materializándose en el desarrollo de un concepto propuesto por el profesorado. Cada curso, la temática a aplicar en estas sesiones de laboratorio es diferente, si bien en los últimos cursos siempre se han seleccionado temas orientados a mejorar la calidad de vida de colectivos con necesidades especiales.



Figura 1. Esquema del contenido de la asignatura

El proyecto final que elaboran los alumnos representa una parte importante de la evaluación final de la asignatura, ya que corresponde al 20% de la nota final. Se trata de un trabajo colaborativo el cual se inicia con una exposición de la problemática a tratar por parte de los posibles usuarios finales del producto (Figura 2).

Una vez puestos en contexto, el siguiente paso consiste en analizar los objetivos de diseño, teniendo en cuenta los diferentes grupos de afectados que de una u otra manera tendrán alguna relación con el producto, desde que surge la idea hasta su uso final. Una vez definidos los objetivos, estos se clasifican en una serie categorías generales definidas teniendo en cuenta las características básicas que se quiere que cumpla el producto final. Posteriormente, los objetivos se convierten en especificaciones de diseño (optimizables y restricciones) y se define para cada uno de ellos la variable de medida, la escala y el criterio que se utilizará en la etapa final de simulación y evaluación. Una vez definidos y clasificados lo objetivos de diseño, se procede a buscar información a través de objetos existentes (búsqueda de productos similares en internet, y análisis de inconsistencias visuales y funcionales de los productos existentes) y a través de las

personas (mediante cuestionarios y/o entrevistas). Con la información recogida, se procede a realizar un análisis funcional del producto para tener conocimiento de su funcionamiento. El siguiente paso es realizar unas sesiones de creatividad. Concretamente, se utilizan las técnicas de Brainstorming, Scamper y Seis Sombreros para Pensar. Además, se aplica la técnica de cuadros morfológicos para añadir más propuestas de diseño. Estas técnicas permiten disponer de diferentes alternativas conceptuales que finalmente se simularán y evaluarán usando una técnica cualitativa (método DATUM) y una técnica cuantitativa (método de Ponderación de Objetivos). Estos métodos permitirán obtener la mejor alternativa de diseño que será explicada en detalle teniendo en cuenta dimensiones, materiales, funcionamiento, etc. El trabajo de la asignatura se va realizando en las clases de laboratorio y de forma paralela a la evolución de las clases teóricas. Tanto las clases teóricas como las de laboratorio se inician en el mes de septiembre y finalizan en diciembre, la semana anterior a las vacaciones de Navidad. Los alumnos, por tanto, disponen de unos 4 meses para elaborar el trabajo.

Este trabajo de investigación se ha centrado en analizar los objetivos definidos por los alumnos de Diseño Conceptual durante los cursos 2020-2021 y 2021-2022 para identificar si en la primera parte del proceso de diseño los alumnos se plantean objetivos relacionados con la economía circular. Una vez identificados los objetivos, se han extraído y contabilizado aquellos que tienen en cuenta algún aspecto medioambiental y se han clasificado según los loops que se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Loops de Diseño (Katch-e project, 2017)

Tipos de bucles	Codificación
Bucles de ralentizar	
Diseño de productos de larga vida	S1
Diseño para la extensión de la vida del producto	S2
Diseño de productos orientados a servicios	S3
Diseño de servicios orientados al uso o a resultados	S4
Bucles de ampliación	
Diseño para la sostenibilidad de materiales	N1
Diseño para la sostenibilidad energética	N2
Bucles de cierre	
Diseño para el reciclado	C1
Diseño para la refabricación	C2

Los criterios seguidos para clasificar los objetivos son los siguientes:

- Cuando en un objetivo se manifiesta claramente la intención del mismo sobre la durabilidad del producto y el mantenimiento, dicho objetivo se clasifica preferentemente en la categoría S1.
- Si en un objetivo se ven reflejadas las premisas de reparación, sencillez de montaje y desmontaje y piezas intercambiables, se categoriza el objetivo en la estrategia S2
- Se categoriza un objetivo en la estrategia S3 cuando transmite la intención de realizarse con productos locales, empresas locales, o cualquier otra premisa que exprese cercanía, ya que se considera que dicha premisa se relaciona con un servicio ofrecido al usuario final, que le permite acudir al servicio de la empresa de manera más cómoda y rápida en el caso de que hubiese una incidencia con el producto.
- Cuando se habla del uso de materiales reciclados, es decir, utilizar materiales ya usados como materia prima del producto a realizar, se establece el objetivo en la estrategia N1 porque se considera que la intención del objetivo permite optimizar los recursos utilizados, así como reducir las materias primas vírgenes.
- Cualquier objetivo que manifieste la intención de un proceso de fabricación más sostenible (ya sea por el uso de energías renovables en el proceso, disminuir la energía de producción utilizada o similares) se clasifica en la estrategia N2, porque se considera que la intención del objetivo es reducir la huella de carbono del producto en su fabricación.

- Siempre que un objetivo haga referencia a que los materiales utilizados sean reciclables después de su uso, se clasifica el objetivo como C1 porque la intención del objetivo trata de cerrar el ciclo de los materiales utilizados, asistiendo mediante los materiales reciclados a que un producto pueda utilizarlos como materia prima
- Si en un objetivo se hace referencia al uso de piezas estándar o la disminución del número de piezas del producto, se clasifica el objetivo como estrategia C2, debido a que se considera que, a la hora del reciclado, los elementos estándar pueden ser aprovechados nuevamente sin necesidad de tratarlos como residuos debido a su condición de estandarización, además se interpreta que la disminución de piezas permite se facilite el proceso de reciclaje al haber menos piezas que tratar
- El resto de objetivos que se han aplicado de forma general o sin concretar se han clasificado con la palabra “Sin Clasificar”

En el curso 2020-2021 los 112 alumnos matriculados (70 en el grupo A y 42 en el grupo B) realizaron el diseño conceptual de una cocina solar. Durante este curso, se trabajó con el equipo docente de granja Julia, una asociación dedicada al fomento de la educación ambiental entre jóvenes en riesgo de exclusión social. La asociación disponía de unas antenas parabólicas a las cuales les querían dar alguna salida. La propuesta era convertirla en cocinas solares para que los jóvenes de Granja Julia pudieran a prender a cocinar los productos que ellos mismos cultivan en sus huertos escolares.

En el curso 2021-2022, los 121 alumnos matriculados (90 en el grupo A y 31 en el grupo B) llevaron a cabo el diseño conceptual de un portasueros infantil. Con el fin de humanizar más la atención hospitalaria, en los últimos años se han llevado iniciativas en los hospitales valencianos encaminadas a hacer más cómoda la atención, sobre todo a los más pequeños. Era un producto prácticamente inexistente cuyo objetivo era que los niños perdieran el miedo a recibir ciertos tratamientos o acudir a pruebas médicas. En el curso 2020-2021 se entregaron un total de 23 trabajos y en el curso 2021-2022 se entregaron 22 trabajos.

3. Resultados

Los resultados obtenidos del recuento de los objetivos de los trabajos entregados de los alumnos en ambos cursos se muestran en la Tabla 2. Los datos muestran que los objetivos circulares considerados sobre el total de objetivos generales son un 16,43%

Tabla 2. Datos sobre el número de objetivos totales

	Datos sobre el nº de objetivos totales					
	Curso 20-21		Curso 21-22		Total	Porcentaje/ Total
	Total	Porcentaje/ Total	Total	Porcentaje/ Total		
Objetivos	658		614		1272	
Objetivos circulares	123	18,69%	86	14,01%	209	16,43%
S1	25	3,80%	7	1,14%	32	2,52%
S2	45	6,84%	28	4,56%	73	5,74%
S3	0	0,00%	1	0,16%	1	0,08%
S4	0	0,00%	0	0,00%	0	0,00%
N1	23	3,50%	14	2,28%	37	2,91%
N2	3	0,46%	7	1,14%	10	0,79%
C1	8	1,22%	11	1,79%	19	1,49%
C2	9	1,37%	13	2,12%	22	1,73%
Sin Clasificar	10	1,52%	5	0,81%	15	1,18%

Respecto al categorización de los objetivos circulares frente a los totales, la Tabla 2 muestra que el porcentaje más elevado corresponde a la categoría S2 “Diseño para la extensión de vida del producto” (5,74%), N1 “Diseño para la sostenibilidad de materiales” (2,91%) y S1 “Diseño de productos de larga vida”

(2,52%). Las categorías S4 “Diseño de servicios orientados al uso o a resultados”, S3 “Diseño de productos orientados a servicios” y N2 “Diseño para la sostenibilidad energética” son aquellas que tienen porcentajes más bajos.

En la Figura 2 se muestran los porcentajes de la cantidad de objetivos según estrategias de diseño. Los resultados muestran que durante el curso 20-21 en el que se desarrolla una cocina solar la estrategia más considerada es el S1 “Diseño de productos de larga vida”, S2 “Diseño para la extensión de vida del producto” y N1 “Diseño para la sostenibilidad de materiales” mientras que en el curso 21-22 las estrategias más consideradas son S2 “Diseño para la extensión de vida del producto”, N1 “Diseño para la sostenibilidad de materiales” y C2 “Diseño para la refabricación”. Si se considera el total de estrategias, el porcentaje más elevado corresponde a S2 “Diseño para la extensión de vida del producto”, N1 “Diseño para la sostenibilidad de materiales” y S1 “Diseño de productos de larga vida”, en este orden.

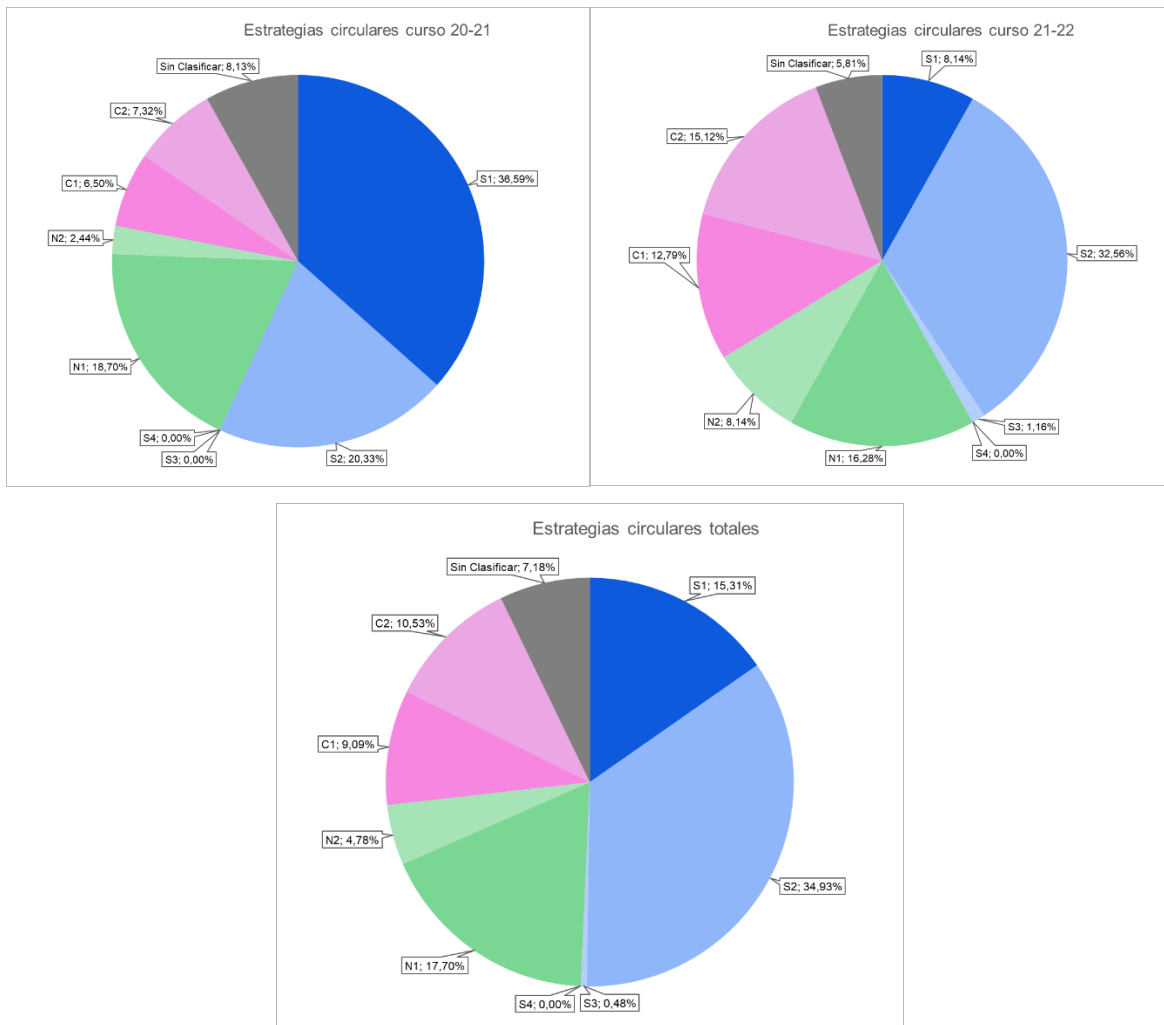


Figura 2. Resultados de los porcentajes de objetivos circulares por curso y totales

4. Conclusiones

En este trabajo se han analizado un total de 1272 objetivos definidos para los dos productos considerados, 658 en el caso de la cocina solar y 614 en el caso del portasueros infantil. Del total de objetivos, 209 estaban relacionados con estrategias de circularidad, lo cual representa un 16,43% de los objetivos definidos por los alumnos en ambos cursos y supone un avance hacia la economía circular. Según la temática, los estudiantes han aplicado más o menos objetivos circulares, un 18,69% en el caso de la cocina solar y un 16,43% en el

caso del portasueros infantil. Cabe decir que, en la cocina solar, los requisitos de diseño por parte de la asociación Granja Julia incluían el aprovechamiento de material sobrante y este requisito hizo que los alumnos definieran una mayor cantidad de objetivos relacionados con la circularidad.

Las estrategias que incluyen un mayor número de objetivos han sido la S1 que hace referencia a la durabilidad del producto y el mantenimiento, la S2 relacionada con la reparación, la sencillez de montaje y desmontaje y el uso de piezas intercambiables y la N1 que engloba la utilización de materiales ya usados como materia prima del producto. En el caso de la cocina solar la categoría S2 obtuvo la mayor cantidad de objetivos, un 6,84% seguida de la S1 con un 3,80% y finalmente la N1 con un 3,50%. Por su parte, en el caso del portasueros infantil la estrategia S2 representó el 4,56%, la N1 un 2,28% y finalmente la S1 un 1,14%.

Estas tres estrategias son mayoritariamente consideradas por el estudiantado debido a la temática propuesta y a que son estrategias más intuitivas o fáciles de aplicar. También influyen los conocimientos que tienen los alumnos en el primer semestre de segundo curso del grado cuando hay aún muchas materias que no han cursado.

Por otro lado, hay estrategias que apenas tienen representación, son la S3 relacionada con el uso de productos locales, empresas locales, o cualquier otra premisa que exprese cercanía, la S4 relacionada con el diseño de servicios orientados al uso o a resultados y la N2 que hace referencia al uso de energías renovables en el proceso, disminuir la energía de producción utilizada o similares. Tanto en la cocina solar como en el portasueros no se han definido objetivos relacionados con la estrategia S4. Tampoco se han definido objetivos de la estrategia S3 en el caso de la cocina solar y solo un 0,16% en el portasueros. Finalmente, dentro de la estrategia N2 se han definido un 0,46% en la cocina solar y un 1,14% en el portasueros. Por último, hay que añadir que únicamente el 1,14% de los objetivos no se han podido clasificar en ninguna de las estrategias de la tabla 1.

Como trabajo futuro se debería considerar formar inicialmente en todas las estrategias al principio de curso y volver a medir la cantidad de objetivos circulares para verificar si el conocimiento en todos los aspectos ayuda en su aplicación. También considerar que según la tipología de producto podría modificar las estrategias consideradas por lo que para valorar este hecho sería interesante utilizar productos similares en ambos cursos.

Agradecimientos

Agradecemos a Jaume Valor y a Boryana Stoyanova la recopilación de resultados y generación del material gráfico del estudio.

Referencias

- Andrews, D. (2015). The circular economy, design thinking and education for sustainability. *Local economy*, 30(3), 305-315.
- Bocken, N. M., De Pauw, I., Bakker, C., & Van Der Grinten, B. (2016). Product design and business model strategies for a circular economy. *Journal of industrial and production engineering*, 33(5), 308-320.
- Bocken, N., Miller, K., & Evans, S. (2016). Assessing the environmental impact of new Circular business models. *Proceedings of the "New Business Models"—Exploring a Changing View on Organizing Value Creation*, Toulouse, France, 1, 16-17.
- Corbett, J., & Crookall, J. R. (1986). Design for economic manufacture. *CIRP Annals*, 35(1), 93-97.
- Cross, N. (1999). *Métodos de diseño*. Mexico: Limusa.
- Curran, R., Raghunathan, S., & Price, M. (2004). Review of aerospace engineering cost modelling: The genetic causal approach. *Progress in aerospace sciences*, 40(8), 487-534.

- Ellen MacArthur Foundation (2013). Towards the circular economy 1– Economic and business rationale for an accelerated transition.
- European Commission (2015). Closing the loop – An EU action plan for Circular Economy Brussels, 2.12.2015
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy–A new sustainability paradigm?. *Journal of cleaner production*, 143, 757-768.
- González-Domínguez J., Sánchez-Barroso G., Zamora-Polo F., García-Sanz-Calcedo J. 2020. Application of Circular Economy Techniques for Design and Development of Products through Collaborative Project-Based Learning for Industrial Engineer Teaching. *Sustainability*, 12, 4368.
- Golinska, P., Kosacka, M., Mierzwiak, R., & Werner-Lewandowska, K. (2015). Grey decision making as a tool for the classification of the sustainability level of remanufacturing companies. *Journal of Cleaner Production*, 105, 28-40.
- Graedel, T. E., Benkovitz, C. M., Keene, W. C., Lee, D. S., & Marland, G. (1995). Global emissions inventories of acid-related compounds. *Water, air, and soil pollution*, 85(1), 25-36.
- Heijungs, R., Huppes, G., & Guinée, J. B. (2010). Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polymer degradation and stability*, 95(3), 422-428.
- Keoleian, G. A., Menery, D., & Curran, M. A. (1993). Life cycle design guidance manual: Environmental requirements and the product system. Risk Reduction Engineering Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Kulatunga, A. K., Karunatilake, N., Weerasinghe, N., & Ihalawatta, R. K. (2015). Sustainable manufacturing based decision support model for product design and development process. *Procedia CIRP*, 26, 87-92.
- Küçüksayraç, E., Keskin, D., & Brezet, H. (2015). Intermediaries and innovation support in the design for sustainability field: cases from the Netherlands, Turkey and the United Kingdom. *Journal of Cleaner Production*, 101, 38-48.
- Lewis, H., & Gertsakis, J. (2001) *Design + Environment. A Global Guide to designing green goods*. Greenleaf Publishing. London and New York: Routledge Taylor & Francis Group.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens, W. W. (1972). Los límites del crecimiento: informe al Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad (No. HC59. L42 1973.). Fondo de cultura económica.
- Morelli, J. (2011). Environmental sustainability: A definition for environmental professionals. *Journal of environmental sustainability*, 1(1), 2.
- Mileham, A. R., Currie, G. C., Miles, A. W., & Bradford, D. T. (1993). A parametric approach to cost estimating at the conceptual stage of design. *Journal of engineering design*, 4(2), 117-125.
- Weustink, I. F., Ten Brinke, E., Streppel, A. H., & Kals, H. J. J. (2000). A generic framework for cost estimation and cost control in product design. *Journal of Materials Processing Technology*, 103(1), 141-148.
- Whitehill S., Hayles C.S., Jenkins S., Tylour J. 2022. Engagement with Higher Education Surface Pattern Design Students as a Catalyst for Circular Economy Action. *Sustainability*, 14, 1146.
- Williams M., McDonough M., Edge S. 2017. Interdisciplinary circular economy design education through local and regional partnership. *Product lifetimes and the environment 2017 - Conference Proceedings*. Delft University of Technology and IOS Press.
- Webster, K. (2013). “What might we say about a circular economy? Some temptations to avoid if possible,” *World Futures*, vol. 69, no. 7–8, pp. 542–554.

SESIÓN S7-2

ECONOMÍA CIRCULAR II



DESDE LA ESTRATEGIA A LA ACCIÓN: TRANSICIÓN HACIA LA ECONOMÍA CIRCULAR EN MUNICIPIOS CHILENOS

Catalán, Alonso¹; Ovalle, Monserrat¹; Abello, Valentina¹; Zuñiga, Felipe¹; Bello, Álvaro¹; Muñoz, Edmundo^{1,2}; Franchi -Arzola, Iván^{1,2}

¹Escuela de Ciencias Ambientales y Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, Chile

²Centro de Investigación para la Sustentabilidad, Universidad Andrés Bello, Chile

*ivan.franchi@unab.cl

Resumen

La Hoja de Ruta para un Chile Circular es la principal política pública nacional para la promoción de la transición hacia una economía circular. A través de siete metas y 27 iniciativas de gestión se espera que al año 2040 se encuentre instalado un nuevo modelo económico que haga frente a los efectos y consecuencias del modelo lineal. Dos de estas metas y al menos diez de estas iniciativas dependen o tienen efecto sobre la gestión municipal, que entre otras competencias poseen la función privativa de gestión de residuos. Este trabajo busca establecer cuáles son las acciones o medidas que los diferentes municipios chilenos deben ejecutar para poder ser parte de la transición. Para ello se hace un análisis de política comparada con foco en América Latina y el Caribe y Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE), acompañado de proceso de consulta a *stakeholders* a escala nacional, regional y local, en ciclo de tres entrevistas. Se obtiene como resultado principal la necesidad de establecer medidas y guía a municipios en dimensiones estratégicas y operativas. Desde el punto de vista estratégico, se plantea la construcción de instrumentos de planificación local, mientras que, desde lo operativo, se proponen diversas acciones y ejemplos que tributen a las metas de la Hoja de Ruta nacional.

Palabras Clave: Economía Circular; Administraciones locales; Gestión de residuos; Hoja de Ruta; Producción y Consumo Responsable

1. Introducción

En Chile, en el año 2020 se publicó la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040 (Ministerio del Medio Ambiente, 2020), instrumento donde se plantean las metas e iniciativas para que, en 20 años, Chile transite hacia una economía circular (EC). En total, son 27 iniciativas las que identifican en Hoja de Ruta, de ellas 10 son relacionadas con la gestión municipal, es decir, donde los municipios tienen competencias para poder llevar a cabo acciones en su propio territorio.

En cuanto a la problemática más usual entre las administraciones locales que corresponde a los residuos sólidos municipales (RSM), se proyecta que la generación se reduzca de 8,1 millones de toneladas anuales generadas el 2020, a 6,4 millones de toneladas anuales el 2040.

La EC se basa en los principios de diversidad, resiliencia y pensamiento integral, lo que requiere un enfoque integrador de los ciclos biológicos y tecnológicos de los materiales, promoviendo una relación cíclica y flujo de extracción, transformación, distribución, utilización y recuperación de los materiales disponibles (García-Corral et al., 2022).

Las estrategias asociadas a la EC pueden clasificarse a nivel jerárquico. Esta clasificación fue ideada por Jacqueline Marian Cramer, ex ministra de Vivienda, Planificación y Medio Ambiente del Gobierno de Países

Bajos, siendo complementada por diferentes autores e instituciones técnicas del sector de la EC, siendo a la fecha la principal referencia en la materia. En la Figura 1, se presenta una adaptación para el caso nacional (Potting et al, 2017).

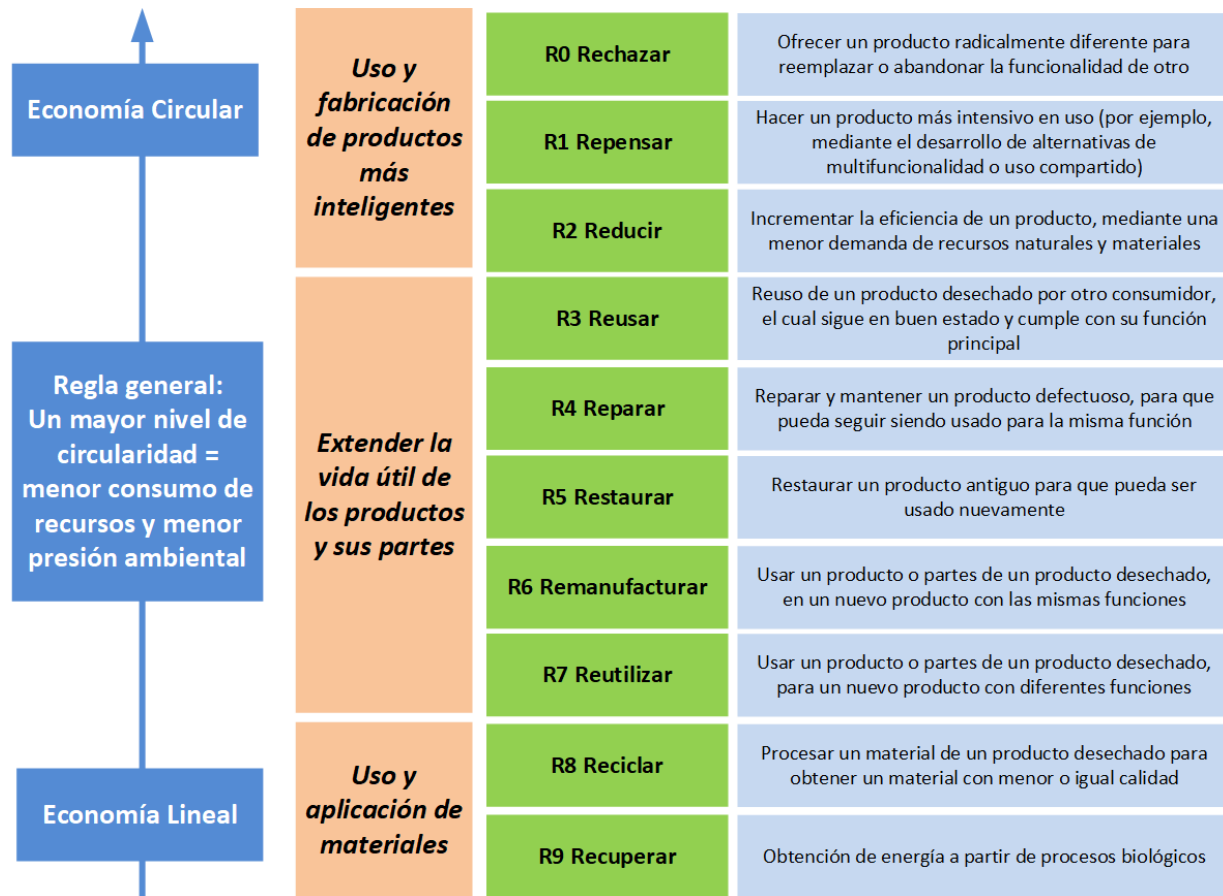


Figura 1. Estrategia de circularidad "9R".

Debido a la falta de una estrategia y de planificación por parte de los municipios, tomando en cuenta las barreras tanto económicas como sociales de los diversos municipios del país, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) solicitó desarrollar una guía metodológica que oriente a las municipalidades en la transición hacia una EC en las comunas de Chile.

Esto se debe realizar, en primer lugar, mediante el levantamiento, sistematización y análisis de los antecedentes nacionales e internacionales en materias de EC a nivel local y subnacional, escogiendo mínimo 3 experiencias para un mayor análisis. En segundo lugar, se debe elaborar la propuesta de guía metodológica que oriente hacia una EC a nivel municipal considerando sus necesidades, realidades locales y potencial, a corto, mediano y largo plazo. Por último, se debe validar la propuesta de guía a través del desarrollo de un proceso participativo con los actores relevantes, considerando municipalidades representativas de las cinco macrozonas del país. Metodología

2.1 Análisis de experiencias comparadas

Lo primero fue realizar una diferenciación de los distintos tipos de documentos en análisis. En consideración de los objetivos, metodologías, y procedencia, se clasificaron en 4 grupos:

- Instrumentos nacionales reguladores, que son el marco legal aplicable directa e indirectamente a los municipios en relación con la economía circular.
- Instrumentos nacionales metodológicos o estratégicos, se consideran todos aquellos que establecen elementos de cómo realizar una transición a la economía circular.
- Instrumentos internacionales de planificación representan una declaración de intenciones para que las entidades locales o regionales ejecuten estrategias, acciones o proyectos con un cierto horizonte temporal.
- Instrumentos internacionales metodológicos, los cuales explican el paso a paso de cómo lograr una transición hacia la economía circular.

Para realizar la caracterización inicial se identificaron distintos factores, como el país de origen, espacio, población a la cual se aplica, estrategia de circularidad asociada a los residuos, o el tipo de material, residuo o flujo considerado en el instrumento, y entre ellos se destaca el enfoque metodológico, el cual define el seguimiento de pasos o acciones para lograr los cometidos de los distintos instrumentos.

Una vez analizados cada uno de los instrumentos, se ejecuta la selección de instrumentos que puedan ser útiles para ser empleados como referencia para la construcción de una guía metodológica de alcance municipal en Chile. Se debe seleccionar al menos un instrumento de un país miembro de la Unión Europea, un instrumento de un país miembro de la OCDE que no forme parte de la Unión Europea y un instrumento de un país de América Latina y el Caribe.

Junto a ello algunos criterios generales, como privilegiar instrumentos internacionales de carácter metodológico, considerar en la selección instrumentos con diferente enfoque metodológico, y que la selección debe ser considerando tener ejemplos de instrumentos que permitan garantizar independencia, progresividad y pertinencia.

2.2 Propuesta de guía metodológica

Para elaborar una propuesta, era necesario tener en cuenta la visión que tenían los actores claves para la abordabilidad de la guía. Es por esto por lo que en la primera actividad se presentaron los objetivos, plazos y productos asociados, marcos de referencia, y también se realizó un trabajo grupal donde los actores claves debían responder las preguntas: ¿cuál es el papel de las municipalidades en el cambio de paradigma, de lo lineal hacia lo circular?; y ¿hacia dónde debe orientarse la guía metodológica?

En un primer hito de consulta, se determinó la opinión que tienen los municipios y actores clave, sobre la estructura de la guía que fue propuesta. La guía se separa en 4 secciones distintas, las cuales muestran los tópicos que abordará cada una, y los municipios deben responder la valoración que le dan a los tópicos de las distintas secciones, junto con una recomendación de cómo mejorar o complementar cada sección. En esta consulta participaron 92 municipios del país, con representación de los 16 territorios subnacionales. De ellos un 18% corresponde a la Región Metropolitana y un 12% a la Región de Valparaíso, las dos regiones de mayor concentración de población del país.

El segundo hito, fue sobre la opinión de los municipios sobre la jerarquía de estrategias para la circularidad, así como de las iniciativas propuestas en la Hoja de Ruta, relacionadas a competencias municipales.

El segundo hito de consulta, se amplió a otros actores interesados. En él participaron 32 actores, de los cuales 27 corresponden a municipios, seguido por los niveles regionales del Ministerio, y en último lugar por el nivel central ministerial, junto con fundaciones. En el caso de los municipios no hubo representación de las regiones de Arica, Tarapacá y Antofagasta, coincidentemente, las tres regiones del extremo norte

del país. Así mismo, la representación de la Región Metropolitana llegó a un 33% de los municipios participantes.

En este hito, se abordó la jerarquía de estrategias para la circularidad, como propuesta conceptual validada y comparable, y los actores clave deben manifestar su valoración a esta propuesta, en una escala Likert 1 a 5, dónde 1 totalmente en desacuerdo y 5 totalmente de acuerdo. También, si poseen otra propuesta de clasificación de estrategias de circularidad a nivel municipal. Por último, se muestran distintas experiencias municipales, en el contexto de las iniciativas de la Hoja de Ruta, donde los mismos debían responder si conocían algún ejemplo de sus respectivos territorios o cercanos, sobre cada una de las iniciativas.

2.3 Validación de propuesta

Con la validación de contenido y recolección de información específica proveniente de los dos primeros hitos de consulta se realiza taller online (tercer hito). En esta actividad se ejecuta una ponencia de carácter general sobre la propuesta preliminar de guía, y los resultados de las consultas previas.

Luego de la presentación, se realiza sesión de trabajo considerando grupos divididos en macrozonas según zonificación realizada por el Ministerio de Ciencias, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

Como resultado de los tres hitos previos, corresponde la realización de la consulta online. La consulta online consiste en la documentación de la propuesta preliminar de guía metodológica, donde los actores clave que responden, deben valorar generalmente cada sección de la guía y, por último, con una observación o comentario para cada sección

2. Resultados

3.1 La experiencia internacional como referencia

En el ámbito nacional, la mayoría de los instrumentos regulatorios chilenos no están relacionados con la transición hacia una economía circular, aunque destaca la Ley de Responsabilidad Extendida del Productor N°20.920, que favorece la reducción, reutilización y reciclaje. Sin embargo, existen algunos instrumentos metodológicos y estratégicos, como la Contribución Determinada a nivel Nacional (NDC), la Estrategia Climática a Largo Plazo al año 2050 y la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040, que se enfocan en la transición hacia una economía circular en el país. Además, hay instrumentos que se enfocan en ciertos tipos de residuos, como la Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos y la Hoja de Ruta de Residuos de Construcción-Demolición y Economía Circular en Construcción 2035.

En el ámbito internacional, se han analizado experiencias en ciudades como Medellín, Quebec, Ámsterdam, París y Londres, así como casos locales y regionales en Euskadi, Barcelona y Waikato, entre otros. Estos instrumentos se centran en la determinación de sectores clave que puedan aportar a la transición hacia una economía circular y en la identificación de barreras y oportunidades para los sectores clave.

Se propone la selección de alternativas metodológicas como la de Costa Rica, que permite la construcción de una hoja de ruta para la transición a una economía circular a escala local, y la de Cataluña, que permite la creación de iniciativas promotoras de la circularidad para sectores determinados por cada entidad local. También se considera la experiencia instrumental de Quebec como referencia en caso de que un municipio o entidad local desee planificar la gestión para la transición a una economía circular.

3.2 Propuesta de guía

Producto del análisis previo no existe una referencia instrumental que sea completamente útil y comparable a la realidad de Chile. Es por ello por lo que se considera necesario establecer una propuesta que permita que cualquiera sea la circunstancia de un municipio, el camino de la transición hacia una economía circular se inicie, ya sea a través de un proceso de planificación sistemático o bien a través de pequeñas, pero significativas iniciativas particulares y específicas. No obstante, frente a la existencia de un instrumento estratégico rector, como lo es la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040, cualquiera sea la opción, es necesario que el camino que seguirán los municipios tribute a las iniciativas que ya se encuentran definidas.

Por lo anterior, la propuesta de guía posee cuatro secciones y una sección de herramientas. Como resultado del primero hito de consulta, se somete a opinión de las partes interesadas las propuestas de estructura de la guía, que en general obtienen una alta valoración. Para un total de 92 actores participantes, todas las secciones poseen una aceptación sin observaciones superior al 95%.

En específico las secciones son las siguientes:

- Marco estratégico y conceptual, sección que muestra el concepto tanto de economía circular, como de desarrollo local, realizando una relación entre ambos términos, mostrando los beneficios de ambos cuando se aplican en conjunto.
- Economía circular y cambio climático, la cual tiene por objetivo reconocer el rol de la economía circular como estrategia para la mitigación del cambio climático, pero también como base para la adaptación a la variabilidad climática generada por él.
- ¿Cómo diseñar una estrategia local para la transición hacia una economía circular? sección en la cual se dará a conocer una serie de pasos claves para lograr esta transición desde la visión municipal.
- Experiencias de economía circular a nivel municipal, que recoge ejemplos de municipalidades chilenas, las cuales han desarrollado acciones vinculadas a la transición a la economía circular y en especial en relación directa con las iniciativas de la propia Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040.

También se les dio la oportunidad a los actores la posibilidad de proponer elementos que fueran, a su criterio, necesarios, frente a lo cual se destaca la necesidad que el instrumento metodológico posea herramientas útiles para las entidades locales, que faciliten su implementación. Debido a esto último, se optó por agregar una caja de herramientas, sección donde los municipios tienen distintas fichas que serán de utilidad para aplicar en diferentes momentos de la construcción de una estrategia local.

En el caso del segundo hito, que, si bien constituye una baja de participación, con 32 actores, se obtiene un pronunciamiento favorable a la idea de emplear la estrategia de las 9R como base conceptual (84%). En este mismo hito se establece la relación de caso particulares ya ejecutados por los municipios, en relación con las iniciativas de la Hoja de Ruta. Para ello se propone también una estructura de relación entre aquellas iniciativas que corresponde a la gestión interna o institucional, y otros que implican acciones para la gestión externa o territorial Figura 2.

Junto a lo anterior, frente a la posibilidad que los actores participantes hicieran referencia a experiencias en curso, 30 de ellos reconoce que en su municipio se ejecutan acciones de infraestructura y equipamiento para la economía circular. No obstante, suelen ser ejemplos anecdóticos sin mayores impactos sobre los flujos. Lo mismo ocurre con acciones asociadas a compras circulares o educación para la economía circular, donde las experiencias citadas responden a iniciativas que forman parte de las exigencias realizadas por

Sistema de Certificación Ambiental Municipal, sin que constituyan un aporte específico a alguna de las estrategias de la jerarquía ya especificada.

4.3 Guía definitiva

Finalmente se realiza el diseño final de la propuesta, que considerando las secciones ya identificadas, centra su estructura en un paso a paso para la elaboración de una estrategia local de economía circular (Figura 3) y más de medio centenar de ejemplos prácticos, siendo algunos de ellos destacados y presentados considerando la estrategia jerárquica de economía circular a la que tributan, su descripción, el impacto a la economía circular local, los indicadores de seguimiento y relación con otros instrumentos.

Gestión interna o institucional	Incorporar el enfoque circular en la planificación comunal	Estrategias que forman parte de este grupo son aquellas que buscan integrar estrategias de circularidad en políticas públicas y de planificación del desarrollo comunal y de planificación urbana.
	Compras públicas circulares	Estas estrategias consideran la utilización del poder de compra del municipio para promover prácticas circulares en sus proveedores. Pueden existir dos vías: 1) reemplazar adquisición de productos tradicionales, por otros que eviten el uso de materiales primarios, y 2) exigencia de criterios de circularidad en proveedores de servicios municipales.
Gestión externa o territorial	Difusión de hábitos y prácticas circulares	Estas estrategias consideran el fomento de una cultura local que busque, tanto evitar los impactos de la economía lineal, como sensibilizar sobre hábitos y prácticas circulares y estilos de vida más sostenibles.
	Economía circular en la comunidad escolar	Este tipo de estrategias corresponden a la difusión de conocimientos sobre economía circular y hábitos y prácticas más circulares en la comunidad escolar.
	Tarifa solidaria por el servicio de aseo	Estas estrategias consideran aquellas que establezcan una correlación entre la tarifa de aseo y las tasas de generación y/o valorización.
	Fortalecimiento de la fiscalización de la disposición inadecuada de residuos	Este tipo de estrategias corresponden a todas las que permitan controlar la disposición inadecuada de residuos en el territorio comunal, especialmente a través de la incorporación de nuevas tecnologías.
	Provisión de espacios y canales de encuentro y participación para la transición	Estas estrategias tienen por objetivo la inclusión de vecinas y vecinos para la construcción comunitaria de programas y proyectos que fomenten la circularidad, con particular interés en los espacios barriales.
	Reconocimiento e inclusión de las recicladoras y los recicladores de base	Estas estrategias tienen como característica el reconocimiento del trabajo de las recicladoras y los recicladores de base, como también su integración a los modelos de circularidad a nivel municipal.
	Infraestructura y equipamiento local para la economía circular	Este tipo de estrategias reconoce la provisión y existencia de infraestructura, equipamiento y servicios a escala comunal, para optimizar los procesos de máxima circularidad, ello incluye puntos de recepción, centros de acopio, centros de distribución, plantas de reciclaje y/o compostaje y banco de materiales.
	Incentivos e información para la separación de residuos en origen	Estas estrategias corresponden a incentivos generados desde el municipio para promover la separación de residuos en su origen. Estos incentivos pueden ser regulatorios, operativos, económicos o sociales.

Figura 2. Iniciativas de acción municipal de la Hoja de Ruta y su relación con el tipo de gestión municipal

Con dicha propuesta se realiza el tercer hito de consulta con actores claves. De las 62 personas convocadas se presentaron sólo 19 de ellas. Entre los asistentes 11 personas corresponden a entidades ministeriales, 3 personas correspondientes a Gobiernos Regionales y sólo 5 participantes en representación de municipios o asociaciones de municipios. Al respecto se menciona la necesidad de realizar precisión de fuentes de financiamiento, elemento que se integra en el último paso de la metodología para la elaboración de

estrategias locales para la economía circular. A partir de allí, todo el contenido y estructura queda validada por los actores interesados.

 <p>Definir los actores claves ¿Quién podría estar interesado o beneficiado por el proceso de transición?</p>	<p>Involucrar a todas las partes interesadas relevantes en el territorio comunal desde el inicio del proceso de planificación es vital para dar forma a una estrategia que incluya un compromiso de largo plazo.</p>
 <p>Identificar base de inicio ¿Cuál es el punto de partida de la comuna para la transición?</p>	<p>Es crucial entender donde se encuentra la comuna respecto a estrategias de circularidad y reconocer las potenciales que existan.</p>
 <p>Priorizar áreas o sectores objetivo ¿En qué sectores deberían concentrarse los esfuerzos para la transición?</p>	<p>Habiendo reconocido el punto de partida para la transición, junto a los actores claves, es necesario reconocer los sectores con el mayor potencial para la acción circular u otras donde sea necesario empujar la acción.</p>
 <p>Visualizar el futuro ¿Cuáles son las metas y objetivos de la transición?</p>	<p>Cada sector poseerá un futuro deseable sobre el cuál corresponderá desencadenar la planificación de las acciones para la transición hacia una economía circular.</p>
 <p>Planificar la acción circular ¿Qué acciones son requeridas para alcanzar las metas y objetivos de la transición?</p>	<p>Esta es la clave de la transición. Las acciones deben planificarse considerando los elementos críticos de cada sector objetivo, con especial atención a hacerse cargo de las barreras para el cumplimiento de las metas establecidas.</p>
 <p>Determinar capacidad instalada ¿Qué recursos humanos se encuentran disponibles para la transición?</p>	<p>El municipio jugará un rol importante en la transición hacia una economía circular y debe reconocer las características de sus equipos, sus competencias y requerimientos para ello.</p>
 <p>Establecer la gobernanza ¿Quién lidera, administra o ejecuta las acciones planificadas para la transición?</p>	<p>Todos los actores claves de la comuna o con vínculo en ella deben asumir las responsabilidades para la cooperación e integración para ejecutar las acciones planificadas.</p>
 <p>Definir el marco de monitoreo y evaluación ¿Qué indicadores se utilizarán para monitorear la transición?</p>	<p>Además de considerar los indicadores de la Hoja de Ruta para un Chile Circular 2040, es imprescindible establecer indicadores que permitan medir el impacto y progreso de las acciones, y la relación con las metas.</p>
 <p>Estructurar regulaciones y normativas locales ¿Cómo se promueve e incentiva el comportamiento para la transición?</p>	<p>Cada comuna de acuerdo a su complejidad requerirá de un marco regulatorio para promover, incentivar y controlar el comportamiento de todos los sectores de la sociedad.</p>
 <p>Identificar mecanismos de financiamiento ¿Cómo se financiará y de dónde provendrá el financiamiento para la transición?</p>	<p>Siempre será necesario la identificación de mecanismos de financiamiento de las acciones planificadas.</p>

Figura 3. Diez pasos para la elaboración de una estrategia de economía circular a nivel municipal

3. Conclusión

La guía diseñada responde a la necesidad identificada por el Ministerio del Medio Ambiente de tener un instrumento de apoyo a los municipios que deseen iniciar el proceso de transición hacia una economía circular. En efecto, la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040, junto a otros instrumentos relacionados, como lo son la Estrategia Nacional de Residuos Orgánicos, la Hoja de Ruta de Residuos de Construcción y Demolición y Economía Circular en la Construcción, entre otros, establecen una serie de acciones que deberán ser desarrolladas e implementadas a nivel municipal.

Es en este escenario que la presente guía se ha estructurado considerando la necesidad de acercar a las entidades edilicias y sus equipos técnicos, un marco estratégico y conceptual que facilite el reconocimiento que poseen los territorios locales con la imprescindible transición a una economía circular, el vínculo de ello con los Objetivos del Desarrollo Sostenible (Agenda 2030), los beneficios asociados a la circularidad a nivel comunal, y de manera central, el impacto que la economía circular tiene como estrategia en la mitigación de gases de efecto invernadero, pero también como herramienta para la adaptación al cambio climático.

Se reconoce, además, que la transición hacia una economía circular dependerá de la realidad de cada comuna, por tanto, es imprescindible que cada municipio pueda iniciar un proceso de elaboración de su propia estrategia local. Dicha estrategia debe estar basada en los principios de transición socioecológica justa, autonomía municipal, progresividad y pertinencia. En otras palabras, debe asegurarse que la transición a mayores niveles de circularidad local no deje a nadie atrás, en particular a los grupos más vulnerables; que debe ser el propio municipio el que defina el foco de acción en torno a la economía circular, que si bien debe hacerlo de manera decidida hacia el horizonte definido por la Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040, podrá establecer su propia velocidad.

En el mismo sentido, la experiencia de distintas municipalidades a lo largo de todo Chile puede ser vital para iniciar el camino hacia la implementación de diversas estrategias de economía circular, por ello la guía también recoge variados ejemplos, en los que se ha tenido especial cuidado en contar con iniciativas de todo el país, considerando municipios urbanos y rurales, de diferente tamaño y realidad geográfica.

Es así como se podrá encontrar ejemplos de inclusión de la economía circular en la planificación local, compras circulares, difusión de hábitos circulares en la sociedad en general y especialmente en las comunidades escolares, la implementación de sistemas de aseo con tarificación solidaria, procesos de participación ciudadana, inclusión de recicladoras y recicladores de base, incentivos para la separación en origen y de infraestructura para la economía circular.

Se espera que este instrumento sea útil para cada municipalidad del país, y que, a través de él, las autoridades locales, con el apoyo de sus equipos técnicos y profesionales, recojan los elementos que le sean de mayor interés. Lo importante es iniciar, cuanto antes, el proceso de transición hacia la economía circular y reconocer que son los propios municipios los que tienen la capacidad de llegar a cada una de las personas que habitan nuestro país, que finalmente serán los beneficiarios y beneficiarias de un territorio con menor consumo y explotación de recursos naturales y menor generación de residuos.

Referencias

- García Corral, F. J., Martínez Vásquez, R. M., Millán García, J., & Valenciano, J. (2022). The Circular Economy as an Axis of Agricultural and Rural Development: The Case of the Municipality of Almócita (Almería, Spain). *Agronomy*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2020). Hoja de Ruta para un Chile Circular al 2040. Chile.
- Potting, J., Hekkert, M., & Worrel, E. (2017). *Circular Economy: Measuring Innovation in the Product Chain*. Utrecht, Países Bajos.

CAPACIDADES GUBERNAMENTALES PARA IMPLEMENTAR LA ECONOMÍA CIRCULAR. EL CASO DEL PROGRAMA INTEGRAL JALISCO REDUCE, MÉXICO

Venegas Sahagún, Beatriz Adriana^{1*}

¹Departamento de Estudios Regionales - INESER, Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas,
Universidad de Guadalajara, México.

*beatriz.adriana@ucea.udg.mx

Resumen

Las capacidades gubernamentales son determinantes para el éxito de programas que pongan en marcha el paradigma de la Economía Circular (EC). En el estado de Jalisco, México, el gobierno estatal elaboró el Programa Integral Jalisco REDUCE el cual tiene sus bases en la EC, sin embargo, su implementación se ha visto paralizada. El objetivo de esta investigación es analizar las capacidades gubernamentales de los municipios del Área Metropolitana de Guadalajara para la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE. Se llevó a cabo una metodología cualitativa. Para procesar y analizar la información se utilizaron dos macro dimensiones: Capacidades políticas y capacidades técnico-administrativas.

Los hallazgos fueron los siguientes, el diseño y elaboración del programa proviene desde una visión centralizada, lo cual afectó las relaciones interinstitucionales disminuyendo el grado de participación de los diversos actores. En la práctica, no se ha logrado la distribución de responsabilidades, ya que esto implica una metropolización de la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos.

En el tema de capacidades técnico-administrativas, los municipios internamente están bien estructurados, las funciones y actividades de los actores formales están delimitados, sin embargo, los recolectores y pepenadores obstaculizan la implementación del programa priorizando la valorización de residuos de manera informal. Sobre la capacidad financiera y herramientas de trabajo existe un déficit al respecto, ya que los municipios aún no cuentan con esquemas de financiamiento suficientemente robustas para lograr un manejo adecuado de los residuos, por consiguiente, no se ha consolidado el Centro de Economía Circular Metropolitano y sus estaciones de transferencia.

Palabras clave: Capacidades gubernamentales; Economía Circular; Área Metropolitana de Guadalajara; Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos; Municipios.

1. Introducción

Las grandes metrópolis se enfrentan a retos importantes en materia de gestión ambiental que son consecuencia del modelo de desarrollo económico y el aumento de la población. Un tema que importante que preocupa tanto a gobiernos locales, como nacionales es la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU). En el caso mexicano, en específico, en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG), del estado de Jalisco se han buscado estrategias para poder lograr una GIRSU exitosa y la más reciente de estas aborda la creación de una política pública que incorpora el paradigma de la Economía Circular (EC) el cual se considera un eje fundamental para llegar a un equilibrio entre la producción, el consumo y la disposición de residuos.

Cabe mencionar que el modelo de la Economía Circular (EC) tuvo sus inicios en 1930 en los procesos productivos, en donde la recuperación de material, la minimización de residuos y el aprovechamiento de estos para reincorporarlos al proceso se volvieron fundamentales en materia económica en las industrias.

Este paradigma ha evolucionado y se ha compaginado con las corrientes de la economía ecológica y la ecología industrial en donde la visión de la sustentabilidad se vuelve un punto medular (Chizaryfard et al., 2021).

En este sentido, Joensuu et al., (2020) establecen que la mayor parte de los problemas de sostenibilidad se podrían resolver o minimizar si se aplicará la EC, como es el caso de la GRSU, en esta la EC permitirá, al igual que en un proceso industrial, minimizar los residuos generados, valorizarlos y reincorporarlos al proceso productivo, lo que traería consigo un menor impacto ambiental y social. Sin embargo, el poder transitar hacia una EC en materia de GRSU “requiere inversiones estratégicas tanto en infraestructura como en personal, pero también requiere coherencia política, coordinación y colaboración entre las partes interesadas en todos los sectores y niveles de gobernanza” (Ddiba et al., 2020, p.1), es decir, se necesitan capacidades gubernamentales para poner en marcha cualquier programa o política en materia que resulte eficaz y eficiente (Rosas, 2019). Siguiendo estas líneas, Lima Merino et al. (2018) hacen mención de la importancia de contar con las capacidades gubernamentales adecuadas en los municipios para mejorar la gestión, por lo que la descentralización, cooperación, rendición de cuentas, transparencia y efectividad son claves para el logro de una GRSU (Spoann et al., 2018) aunado a estas se encuentra la relación entre el ámbito organizacional y político, así como la vinculación entre los grupos de interés (Rosas, 2019).

Es por lo anterior que esta investigación analiza las capacidades gubernamentales de los municipios del Área Metropolitana de Guadalajara en Jalisco, México para lograr la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE, el cual “Implementar un modelo de gestión de residuos en el estado, orientado hacia políticas que permitan minimizar la generación de residuos, maximizar su aprovechamiento y proteger la salud de la población y el medio ambiente de Jalisco” (Gobierno del estado de Jalisco, 2022, p.84).

2. Metodología

Para esta investigación se llevó a cabo una metodología cualitativa analítica, realizando una revisión hemerográfica, consulta en base de datos y páginas oficiales. Para procesar la información se utilizaron las dos macro dimensiones definidas por Gargantini y Pedrotti (2018), las cuales son: Capacidades políticas y capacidades técnico-administrativas, en la Tabla 1 se presenta el marco de análisis definido por las autoras mencionadas, tal como las autoras indican, dependiendo la naturaleza de la investigación son las variables que se incluyen para su análisis, es decir, esta propuesta metodológica llega a ser incluyente acorde al contexto.

Tabla 1. Dimensiones, niveles de análisis y variables a considerar en el análisis de capacidades institucionales

Dimensiones	Niveles de análisis	Variables
Capacidades políticas	Entorno macro-institucional	Político-institucionales
		Relaciones interinstitucionales
		Carrera en la función pública
Capacidades técnico-administrativas	Entorno meso y micro-institucional	Organización interna
		Habilidades y conocimientos

Fuente: Gargantini y Pedrotti (2018, p.329)

2.1 El Contexto del Área Metropolitana de Guadalajara, sus residuos sólidos urbanos y el Programa Integral Jalisco REDUCE

El AMG es la segunda metrópoli más grande e importante de México, es una zona territorialmente integrada, en donde las fronteras municipales se vuelven invisibles en el transitar diario. Esta metrópoli está compuesta por 10 municipios: Guadalajara, Zapopan, San Pedro Tlaquepaque, Tonalá, Tlajomulco de Zúñiga, El Salto, Ixtlahuacán de los Membrillos, Juanacatlán, Zapotlanejo y Acatlán de Juárez y habitan 5.268.642 personas en total (INEGI, 2020), en lo que respecta a la generación de RSU, anualmente se

recolectan 1.705.590 ton/RSU (INEGI, 2021) lo cual se ha vuelto un problema de gestión e impacto ambiental. A continuación, se presentan las cifras de recolección del año 2020 por Municipio.

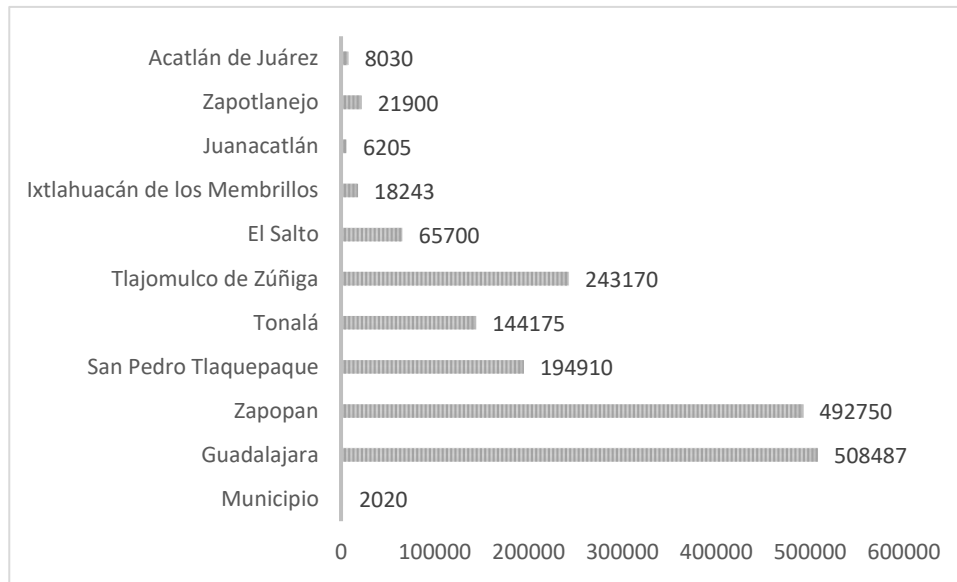


Figura 1. Residuos Sólidos Urbanos recolectados por municipio en el 2020 (ton/año) (INEGI, 2021)

Como se puede observar en la Figura 1, existen municipios que generan grandes volúmenes de RSU, como lo son Zapopan y Guadalajara a diferencia de Acatlán de Juárez y Juanacatlán; aunado a lo anterior, cada municipio lleva la GIRSU de la manera en la que le es más conveniente, ya sea que concesione una o varias etapas, que sea totalmente pública o totalmente privada, esto se presenta a continuación en la Tabla 2.

Tabla 2. Municipios del AMG y su tipo de GIRSU

Tipo de GIRSU	Municipios
Privado	Guadalajara, Tonalá, Tlajomulco de Zúñiga, El Salto, Juanacatlán, Zapotlanejo, Acatlán de Juárez
Mixto	San Pedro Tlaquepaque
Público	Zapopan, Ixtlahuacán de los Membrillos

Sumando al complejo proceso de gestión, en cada municipio se encuentran actores propios que impactan directamente en la GIRSU, como lo son los sindicatos de recolectores y pepenadores, Asociaciones Civiles, partidos políticos diversos los cuales dependen del Alcalde en turno, entre otros.

Las cuestiones presentadas complican el logro de una gestión exitosa, sin embargo a pesar de estas discrepancias entre los municipios, el gobierno estatal se tomó la tarea de elaborar el Programa Integral Jalisco REDUCE, el cual fue presentado en el 2018 y publicado en el Periódico Oficial del Estado de Jalisco en el 2022. Este programa, entre otras actividades, supone una coordinación entre los municipios del AMG, y tiene el objetivo principal de “Implementar un modelo de gestión de residuos en el estado, orientado hacia políticas que permitan minimizar la generación de residuos, maximizar su aprovechamiento y proteger la salud de la población y el medio ambiente de Jalisco” (Gobierno del Estado de Jalisco, 2022), teniendo así los objetivos específicos para los municipios:

- Disminuir la generación de flujos específicos de residuos mediante la adecuación del marco regulatorio estatal y la participación ciudadana.
- Establecer una separación universal de los RSU desde su origen, sean domésticos, institucionales u otros.

- Impulsar la valorización y reintegración a las cadenas productivas de la fracción inorgánica de los RSU.
- Disminuir el porcentaje de la fracción orgánica de los RSU que es dispuesta en los rellenos sanitarios del Estado de Jalisco.

Si bien, para el logro y monitoreo de los objetivos específicos se cuentan con sus indicadores, surge la pregunta de saber si los municipios del AMG cuentan con las capacidades gubernamentales suficientes para el logro e implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE.

3. Resultados

Como ya se mencionó, el Programa Integral Jalisco REDUCE surge desde el gobierno estatal, siendo los RSU competencia municipal acorde al art. 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, e incluso en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) en su Artículo 10 fracción I indica lo siguiente “Formular, por sí o en coordinación con las entidades federativas, y con la participación de representantes de los distintos sectores sociales, los Programas Municipales para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos [...]” (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003, p.11). En este sentido, el gobierno estatal debe apoyar a los municipios en la implementación de una GRSU, sin embargo, para la creación de este programa no se consensó con los municipios, ni se realizó un análisis de las posibilidades de cada uno en la implementación y puesta en marcha del mismo.

Siguiendo las líneas anteriores, los resultados sobre las capacidades para la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE por parte de los municipios que integran el AMG se presentan de forma esquemática en la Tabla 3 y Tabla 4, en este sentido, la Tabla 3 corresponde a los resultados acorde a la Dimensión de las Capacidades políticas y la Tabla 4 la Dimensión de las Capacidades técnico-administrativas continuación.

Tabla 3. Resultados de la Dimensión de Capacidades Políticas del análisis de las capacidades de los municipios del AMG para la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE

Capacidades Políticas		
Niveles de análisis	VARIABLES	Aspectos/indicadores a considerar
Entorno macro-institucional	Político-institucionales	<p>El diseño y elaboración del programa proviene desde una visión centralizada por parte del gobierno estatal, lo cual, en sus inicios afectó las relaciones interinstitucionales disminuyendo el grado de participación de los diversos actores, incluyendo a los municipios, ONGs, Instituciones de Educación Superior, Empresarios, entre otros. Por lo que la toma de decisiones fue de manera vertical, sin llevar a cabo un proceso participativo.</p> <p>Aunado a esto, en la práctica, no se ha logrado la distribución de responsabilidades, ya que esto implica una metropolización de la gestión de los RSU como una zona territorialmente integrada.</p> <p>En materia de costos, los municipios del AMG, están en constante batalla para financiar la GIRSU, así mismo, los municipios que cuentan con una gestión totalmente privada, como lo son: Guadalajara, Tonalá, Tlajomulco de Zúñiga, El Salto quienes tienen una concesión con la empresa CAABSA Eagle, S.A. de C.V. se encuentran en una disputa legal ya que no han recibido un buen servicio y el contrato no se ha podido concluir. Aunado a esto, los costos de operación no se tienen previstos en el Programa Integral Jalisco REDUCE, lo que continúa siendo un obstáculo para los municipios.</p>
	Relaciones interinstitucionales	<p>No obstante el AMG es una región integrada y conectada, en materia de GIRSU los municipios no han llegado a acuerdos, no se ha podido metropolizar este servicio público, a pesar de que existe el Instituto de Planeación y Gestión del Desarrollo del Área Metropolitana de Guadalajara (IMEPLAN), y esto se debe a la lucha de poder entre los actores tanto operativos como administrativos, las ideologías partidistas y el sentido de reconocimiento como el líder o director del proyecto.</p>
	Carrera en la función pública	<p>No existe una continuidad en la función pública, debido a que los gobiernos municipales cambian cada 3 años, lo que entorpece la aplicación de programas en materia de RSU. Así mismo, en diciembre del 2022 cambió el titular de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco, lo que es un parteaguas para el proyecto.</p>

A continuación, se presentan los resultados respectivos a las Capacidades técnico-administrativas en la Tabla 4.

Tabla 4. Resultados de la Dimensión de Capacidades técnico-administrativas del análisis de las capacidades de los municipios del AMG para la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE

Capacidades técnico-administrativas		
Niveles de análisis	Variables	Aspectos/indicadores a considerar
Entorno meso y micro-institucional	Organización interna	Los municipios internamente están bien estructurados, es decir, las funciones y actividades de los actores formales están delimitados, sin embargo, los recolectores y pepenadores obstaculizan la implementación del programa priorizando la valorización de residuos de manera informal, debido a que sus ingresos dependen de esto. Cabe señalar que no todos los recolectores son pagados por el ayuntamiento, si no que existen recolectores voluntarios por el atractivo económico de la venta de los RSU recolectados.
		En materia de tecnología, los municipios cuentan con lo básico para las actividades de recolección, traslado, transferencia y disposición final, pero no se cuenta con lo indispensable para minimizar el impacto ambiental en los sitios de disposición final, como lo es la recuperación y tratamiento de lixiviados; en cuanto a la valorización no se cuenta con una planta de separación, ya que esta actividad se realiza manual.
		En cuanto a las decisiones que se toman, en los municipios con una gestión pública o mixta, los sindicatos tienen mucho peso sobre cualquier cambio en su forma de trabajo, y en los municipios que tienen la gestión privada, las empresas son las que toman las decisiones. Por lo que esto se vuelve un obstáculo para poder implementar cualquier programa en materia.
		Sobre la capacidad financiera y herramientas de trabajo existe un déficit al respecto, ya que los municipios aún no cuentan con esquemas de financiamiento suficientemente robustos para lograr un manejo adecuado de los RSU, por consiguiente, no se ha consolidado el Centro de Economía Circular Metropolitano y sus estaciones de transferencia. Cabe mencionar que la mayor parte del recurso económico que se cuenta es para pagar nóminas y/o contratos, así mismo, los ciudadanos no pagan por el servicio que se les brinda.
		Aunado a lo anterior, los sitios de disposición final con los que se cuentan no son los adecuados, actualmente existe el problema de que la mayoría está por cumplir o cumplió su vida útil.
	Habilidades y conocimientos	Para poder implementar el Programa Integral Jalisco Reduce, los involucrados en los municipios deben tener conocimientos básicos de economía circular aunado a los requeridos en materia de GIRSU, en este sentido, los operarios conocen el tema de la GIRSU, sin embargo, cuando se habla de economía circular aún quedan especulaciones y dudas al respecto, y esto surge más cuando se trata con los operarios. El estado no ha implementado capacitaciones para que los puestos operativos conozcan el programa y los elementos de la EC.
En lo correspondiente a las habilidades, estas sí se tienen ya que en la mayoría de los municipios los encargados tanto directivos como operativos han estado más de 3 años en los puestos.		

4. Conclusiones

Analizar las capacidades gubernamentales de los municipios del AMG para la implementación del Programa Integral Jalisco REDUCE se vuelve una tarea fundamental para poder determinar el logro de los objetivos de este. En la investigación aquí expuesta se puede afirmar que existe un problema con las capacidades gubernamentales de los diez municipios que integran el AMG, son municipios muy distintos en materia de

RSU, y el programa los reconoce como similares, simplemente las cifras sobre el volumen recolectado de RSU marca una gran diferencia entre estos, ya que uno puede generar un volumen máximo al año de 6mil ton/año y otro llegar hasta un aproximado de 508 mil ton/año.

El Programa Integral Jalisco REDUCE se elaboró desde el gobierno estatal, teniendo una naturaleza centralista, lo que impidió analizar las variables acordes a las necesidades de cada municipio para su implementación. Entre los inconvenientes presentados para la ejecución, apoyándonos desde la teoría de las capacidades gubernamentales, se encuentran los correspondientes al entorno macroinstitucional, ya que la falta de coordinación y cooperación entre actores se reflejó en una ausencia de gobernanza para la toma de decisiones. En lo que respecta al entorno meso y micro institucional se encuentra la falta de presupuesto, ya que los municipios, por la deficiencia de este, hacen sólo las actividades básicas que comprende la GIRSU como lo es la recolección, traslado y disposición final, por lo que el migrar a un paradigma de EC se vuelve casi imposible.

Por último, el gobierno estatal, tal como sus funciones en la LGPGIR lo indican, debe apoyar a fortalecer las capacidades gubernamentales de sus municipios y no imponer una política pública, como lo es este caso. La construcción de capacidades es un proceso de largo plazo, por lo que este programa presenta dificultades para ser implementado en este período de gobierno, el cual finaliza en el 2024.

Referencias

- Chizaryfard, A., Trucco, P., & Nuur, C., 2021. The transformation to a circular economy: framing an evolutionary view. *Journal of Evolutionary Economics*, 31, 475-504.
- Ddiba, D., Andersson, K., Koop, S. H., Ekener, E., Finnveden, G., & Dickin, S., 2020. Governing the circular economy: Assessing the capacity to implement resource-oriented sanitation and waste management systems in low-and middle-income countries. *Earth System Governance*, 4, 100063.
- Gargantini, D. M., & Pedrotti, C. I., 2018. Capacidades institucionales del gobierno municipal en el diseño y gestión de políticas habitacionales. *Economía, sociedad y territorio*, 18(57), 319-357.
- Gobierno del Estado de Jalisco, 2022. Programa Jalisco REDUCE. Periódico Oficial del Estado de Jalisco.
- INEGI, 2020. Censo de población y vivienda 2020. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- INEGI, 2021. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2021. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/>
- Joensuu, T., Edelman, H., & Saari, A., 2020. Circular economy practices in the built environment. *Journal of cleaner production*, 276, 124215.
- Lima Marino, A.; Chaves, G. D. L. D., & dos Santos Junior, J. L., 2018. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level?. *Journal of Cleaner Production*, 188, 378-386.
- Rosas Huerta, A., 2019. Capacidad institucional: revisión del concepto y ejes de análisis. *Documentos y Aportes en Administración Pública y Gestión Estatal: DAAPGE*, 19(32), 81-107.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación.
- Spoann, V., Fujiwara, T., Seng, B., & Lay, C., 2018. Municipal solid waste management: Constraints and opportunities to improve capacity of local government authorities of Phnom Penh Capital. *Waste Management & Research*, 36(10), 985-992.



LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD EN OCOTLÁN, JALISCO

Venegas Sahagún, Jeovana Arcelia^{1*}

¹ Doctorado Ciencia Política, Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara, México

*jeovana.venegas@cuci.udg.mx

Resumen

Los municipios mexicanos en su afán por lograr una gestión integral de residuos sólidos urbanos eficiente y eficaz han apostado en generar estrategias de circularidad, las cuales permitan minimizar el volumen de residuos generados, la valorización de residuos, su reutilización, entre otras. Es así como el municipio de Ocotlán, Jalisco ha optado por actualizar su política en materia y poner en práctica acciones y actividades que los lleven a lograr lo mencionado.

Es por lo anterior que el objetivo de esta investigación consiste en analizar las estrategias de circularidad que está poniendo en marcha el ayuntamiento de Ocotlán, Jalisco a partir del año 2021. Cabe señalar que este municipio ha tenido graves problemas en el manejo de los residuos, los cuales destacan que en el año 2017 se clausura parcialmente el vertedero, la recolección no domiciliada ocasiona problemas en las calles por acumulación de residuos, existe recolección informal en carretones, no se tiene separación y persiste al año 2022 el mal manejo del vertedero. La metodología llevada a cabo fue cualitativa, se realizaron entrevistas al personal de ayuntamiento y a la población, asimismo se realizó una búsqueda hemerográfica de noticias y documentos oficiales, y un análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas para los programas en materia.

Los resultados muestran que se han tenido esfuerzos de implementación de estrategias, como el Programa Ciudad Verde (2019), y el actual Sistema Integral de Recolección Ocotlán (2022), este último va iniciando. Si bien existe participación intermunicipal para trabajar el tema de residuos al ser miembros de AIRPROMADES, este se ha visto sesgado al tema de compra de equipo de recolección. Las estrategias actuales demuestran un avance lento y deficiente hacia las estrategias de circularidad las cuales también son parte de la política estatal.

Palabras clave: política ambiental; gestión municipal; economía circular; residuos urbanos.

1. Introducción

En los últimos años, la política ambiental ha tenido un gran auge, si bien es cierto los países preocupados por este tema en sus agendas políticas, a través de las cumbres climáticas, han sido participes y promotores para intervenir en lo que hoy en día es sin duda una preocupación, como menciona Gil (2007) "Las políticas ambientales son políticas públicas y que, en consecuencia, están inmersas en la incertidumbre de la globalización, en la inequidad de la macroeconomía, en el sistema corporativo de gobierno y en los problemas de la gobernabilidad..." esto conlleva a que los gobiernos tomen acciones para cuidar y proteger el medio ambiente. Partiendo de las políticas ambientales se generan estrategias que a su vez colaborarán con las actividades de los gobiernos para el bienestar de la población.

En México el interés por el movimiento ambiental internacional se hace presente y prueba de ello es la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en el Título Primero Capítulo I De los Derechos Humanos y sus Garantías, Artículo 4° párrafo 5 que nos dice "Toda persona tiene derecho a un medio

ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley.” A partir de esto se han generado leyes y reglamentos tanto para los gobiernos como para las empresas privadas. En México el Gobierno Federal a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) ha reestructurado las políticas para la protección ambiental y en ella incluye las políticas públicas en el manejo de los residuos sólidos urbanos (RSU) los cuales son la principal preocupación para las agendas tanto estatales como municipales que gestionan estrategias para este problema, que sin duda es un problema global.

Existen diferentes estudios en referencia a estrategias aplicables para los RSU, una de ella es la economía circular (EC) que si bien es cierto es una actividad que requiere la participación tanto del Estado-Gobierno como de la ciudadanía y otros actores, aunque no es nueva y dicho sea de paso ha ido evolucionando, consiste según Jiménez y Pérez (2019, pp. 28) “en dar solución al problema de los desechos, hasta emerger ahora como una alternativa vertebradora de un modelo económico más sostenible con amplias implicaciones en la transformación de los estilos de vida”, la cual se puede aplicar en los municipios para evitar desperdicios, reutilizar, reciclar y por consiguiente seguir con la siguiente estrategia de la valorización de residuos.

La valorización de residuos según la Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo (2008) es “cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales que de otro modo se habría utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función, en la instalación o en la economía en general.” Dichas estrategias aplicadas para lograr una gestión integral de los residuos sólidos urbanos eficiente y eficaz, se deben llevar a cabo por lo que el objetivo de esta investigación consiste en analizar las estrategias de circularidad que está poniendo en marcha el ayuntamiento de Ocotlán, Jalisco a partir del año 2021, dado que este municipio ha tenido graves problemas en el manejo de residuos, del cual destaca principalmente que en el año 2017 se clausura el vertedero, la recolección no domiciliada ocasiona problemas en las calles por acumulación de residuos, existe recolección informal en carretones, no se tiene separación y persiste al año 2022 el mal manejo del vertedero.

Es claro que, aunque los problemas ambientales han sido provocados por el manejo poco ético de los recursos naturales, también por el desconocimiento o ignorancia de las consecuencias provocadas por acciones o actitudes del ser humano hacia la naturaleza. A gran escala las consecuencias de estas acciones y actitudes se pueden ver en el cambio climático que está experimentando la Tierra y una de las diversas causas es la gran cantidad de residuos sólidos que se generan. Acorde con INEGI (2020) en todo México se recolectan 106.523.139 kg/día de RSU, lo que equivale a un aproximado de 0,944 kg/día de RSU por persona.

Sin embargo, con los datos anteriores, las resoluciones y las regulaciones se ven sesgadas, o en ocasiones imposibles de llevar a cabo estrategias de circularidad.

2. Marco Normativo en gestión de Política Pública

Con el marco normativo se establece el funcionamiento legal de la autoridad pública para gestionar el adecuado cumplimiento en relación a las condiciones específicas en materia de RSU, por lo que se realizó una búsqueda de documentos oficiales en México. Sin lugar a duda el derecho a un medio ambiente sano lo tiene que gestionar el gobierno como compromiso hacia los habitantes, siendo primicia para la gestión de la regulación de los RSU. Derivado a esto se emiten leyes reglamentarias que se refieren a la preservación y restauración de equilibrio ecológico, así como a la protección al medio ambiente como lo es la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (2003), que se refieren a la protección al ambiente en materia de prevención y gestión integral de residuos, en el territorio nacional.

Como también la norma NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial (2004), bajo esta norma se encontró que en el municipio de Ocotlán, Jalisco, en el año 2017 se clausura parcialmente el vertedero, por incumplimiento la norma señalada, debido a que cuatro hectáreas de la superficie no contaba con cobertura ni compactación, lo que presentaba un riesgo a la salud de la población aledaña y daños al ecosistema (SEMADET, 2017).

En materia municipal, se cuenta con el Reglamento para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos del Municipio de Ocotlán, Jalisco (2017) que tiene como objeto “Regular la prevención de la generación y la Gestión Integral de los residuos sólidos urbanos, de conformidad con lo que establece la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, así como la Ley de Gestión Integral de los Residuos del Estado de Jalisco”, siendo el 2017 su última actualización.

3. Metodología

El tipo de investigación utilizada en esta investigación fue Cualitativa, en este sentido Maxwell (2019) la define desde la comprensión de tres enfoques importantes: 1. Los sentidos y las perspectivas de las personas estudiadas; 2. Cómo estas perspectivas están definidas por sus contextos físicos, sociales y culturales 3. Los procesos específicos involucrados en el mantenimiento o la modificación de estos fenómenos y relaciones.

Abordando el objetivo que es analizar las estrategias de circularidad que se están utilizando en el ayuntamiento de Ocotlán Jalisco, es importante destacar que el alcance es descriptivo, por lo que se “busca especificar propiedades, características y rasgos de cualquier fenómeno que se analice” (Hernández, Fernández, y Baptista, 2003 p.119) por lo tanto, implica que en el estudio se defina sus contextos físicos, sociales y culturales, como también involucrar la política pública de los residuos sólidos en el municipio.

La recolección de información se realizó a través de entrevista al subjefe de Aseo público, a una secretaria, dos choferes y un auxiliar interno, quienes comparten el mismo objetivo y claridad de los procesos, cabe señalar que estuvieron en disposición de atender a las preguntas sin contratiempos.

Para la revisión de datos de gobiernos municipales se recurrió al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) como fuente confiable. Por otro lado, mediante la información de SEMADET, Leyes y Reglamentos del Estado de Jalisco, se sustenta la información legal de la investigación y considera los acuerdos internacionales, nacionales, estatales y municipales, como acercamiento a los aspectos ambientales y socio demográficos.

Para finalizar, se utilizó un análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas para cada programa, con el fin de robustecer el estudio.

3.1 Caso de Estudio

Esta investigación se realizó en el municipio de Ocotlán, Jalisco, México el cual se encuentra en la Región Ciénega, colinda con el Lago de Chapala, siendo el más grande la República Mexicana, el tercero en tamaño en América Latina y el segundo en altura de América, según datos proporcionados por SEMADET (2013). De acuerdo con INEGI (2020), en referencia al número de habitantes, en Jalisco viven 8.348.151 habitantes de los cuales 106.050 corresponden a la población de Ocotlán.

Según datos del Gobierno del Estado de Jalisco (2021) la mancha urbana es de 1.3034 hectáreas, incluyendo algunos lugares apartados de la población al sur, bordeando la carretera, a los que se les prestan servicios urbanos.

En lo que respecta a las etapas que implica la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos, el promedio diario de residuos sólidos urbanos recolectados en el municipio de Ocotlán es de 120.000 kg/día de los

cuales 70.800 kg/día corresponden a recolección domiciliada, 13.200 kg/día son recolectados en puntos establecidos y 36.000 kg/día son aquellos que se encuentran en contenedores en diversos puntos del municipio. Así mismo, existe recolección informal en carretones tirados de caballos ajenos a la supervisión y ejecución del municipio, ya que es una Sociedad Cooperativa de los Residuos Sólidos Orgánicas S.C. de R.L y que también opera en el vertedero, no se cuenta con datos oficiales sobre el volumen de RSU recolectados por éstos.

En materia de disposición final, el municipio de Ocotlán tuvo que cerrar su sitio de disposición final en el 2017, ya que tuvieron una inspección y fue clausurado, por lo que se quedaron sin un lugar y para solventar la disposición los RSU se depositan en la localidad del Ejido San Luis del Agua Caliente, municipio de Poncitlán (colindante a Ocotlán), en un tiradero a cielo abierto y contratan a una empresa externa para que realice la tarea de compactación en el vertedero dado que este no cuenta con ese servicio, motivo por el cuál la actividad termina hasta que la empresa realiza su función.

En relación con la valorización de los RSU, el municipio no cuenta con esquemas de separación de residuos, la valorización se hace de manera informal y el personal de Aseo separa el material para tener un ingreso extra, ya que el salario no es muy alto. También los pepenadores en el vertedero son los que realizan esta actividad. Datos que no están registrados en el promedio diario de materiales reciclables recibidos.

Ante la problemática presentada, el municipio ha realizado esfuerzos en materia de implementación de programas de política pública, los cuales recaen dentro de las estrategias de circularidad. Estos programas son Programa Ciudad Verde (2019) y Sistema Integral de Recolección Ocotlán (SIRO) (2022).

3. Resultados

En este apartado se presentan los resultados de implementación de las estrategias circularidad: Programa Ciudad Verde implementado en el 2019, y el actual Sistema Integral de Recolección Ocotlán SIRO 2022.

El resultado encontrado del Programa Ciudad Verde en el 2019 es una propuesta de creación de diferentes coordinaciones en las cuales se encuentran: Cleto la Carreta, Servicios Contratados, Limpieza de Espacios Públicos, Vertedero Municipal, Ruta Habitacionales, Rutas Contenedores y Cero Basura. Analizando la estrategia de circularidad sobresale en esta investigación el programa de Cleto la Carreta que se enfocó a la valorización de los residuos, es importante mencionar que se le prestó mayor importancia ya que el objetivo era integrar a la población más vulnerable para crear conciencia de la separación de sus residuos y en consecuencia ser retribuidos económicamente por el ayuntamiento.

Dentro de la investigación hemerográfica que se rescató en una rueda de prensa el presidente municipal en el momento Paulo Gabriel Hernández comentó:

“Es una de las coordinaciones que más vamos a fortalecer porque queremos que las diferentes colonias puedan empezar a darse cuenta que la basura separada se convierte en dinero y mientras menos residuos lleguen a los vertederos va a ser menor el recurso que tenga que invertir el Gobierno Municipal y vamos a tener más dinero para abastecer las otras necesidades.”

El ex secretario general Edgar Huerta Sevilla señaló que el programa Ciudad Verde inicia con uno de los propósitos es la separación de los residuos sólidos, en donde los vecinos también participaron y lo hacen a través del programa Cleto la Carreta que surgió como proyecto de dos alumnos el C. Pedro Sahagún Ramírez y C. Eduardo Juárez Ramos estudiantes del Instituto Tecnológico de Ocotlán de la carrera de Ingeniería en Gestión Empresarial, derivado del problema que se tenía en su momento en Ocotlán referente a la basura.

El programa consistió en la creación de un prototipo recolector de carreta que se enganchaba a una motocicleta la cual tenía rutas para pasar por las colonias y recolectar principalmente plásticos. El ayuntamiento de Ocotlán lo integra a su propuesta e inicia la colaboración con los estudiantes, la cual consistía en retribuir con incentivos a los ciudadanos canjeables en el ayuntamiento. El programa tuvo aceptación por parte de los ciudadanos y con el apoyo municipal, sin embargo, no trascendió en cuanto a cambio de administración.

Este cambio de administración causa nuevas gestiones por lo que pesar de la existencia del programa anterior y sin tener una continuidad surge en el año 2022 el Programa SIRO, que tiene como objetivo brindar un servicio de calidad y eficiencia en la recolección de basura en el municipio, lo da a conocer el Jefe del Gabinete, Francisco Ávila quien afirma “lo que estamos proponiendo nosotros es algo que funciona en todas las ciudades medias del país, es la recolección casa a casa, es uno de las formas más eficientes. Vamos a realizar concientización con la ciudadanía, antes que nada, para que como dice el nombre de la campaña, mejor espere el camión”

Este programa pretende que la recolección sea domiciliaria, ya que actualmente la población deja sus residuos en las esquinas los cuales son un problema de contaminación y atracción de fauna nociva. SIRO operará con 12 rutas, las cuales tendrán una cobertura del 90 % del territorio de Ocotlán.

Al entrevistar al subjefe de Aseo público, asegura que el programa inicio sus rutas de recolección, sin embargo, los ciudadanos no han hecho caso y continúan sacando la basura a cualquier hora del día en las esquinas, también comento que existen para este programa dos turnos el matutino y el vespertino siendo dirigidos por el jefe de aseo público y el mismo. En la entrevista invita a los ciudadanos a crear conciencia para no dejar su basura en las esquinas ya que se convierte en problema para la ciudad y no pueden estar todo el día pasando por las calles, hace énfasis en que es cuestión cultural ya que no es posible que los niños pequeños como los de él entiendan mejor la separación de la basura.

Por su parte la secretaria que ya tiene más de 10 años laborando en diferentes áreas del ayuntamiento y en esta nueva administración se encuentra en aseo público, afirma la problemática que ha ocasionado este nuevo programa, ya que ella es a la que se reportan los choferes y está al pendiente de las rutas y menciona que los vehículos recolectores no son suficientes para cubrir a la población, sin embargo, cree que el programa es bueno si los ciudadanos cooperan.

Los choferes por su parte comentaron que constantemente los reportan porque los ciudadanos creen que no pasaron por la ruta, pero ellos aseguran tener evidencia en donde realizan la recolección de un contenedor en “x” colonia y más tardan en dar la vuelta en la esquina cuando los pobladores salen nuevamente a llenar el contenedor. Coincidieron en que no tienen un salario bueno y junto con el auxiliar interno tratan de separar la basura, para ellos beneficiarse de la venta de lo que es de reciclado.

Los auxiliares internos platicaron que no alcanzaban a cubrir las rutas anteriormente, pero con este nuevo programa cubren más zonas, sin embargo, la población no es consciente de lo que tira y en ocasiones les resulta peligrosos, inclusive hablaron de colonias en particular que suman muchos talleres de mueblería que no cumplen con las normas de no tirara sus residuos ya que ellos no lo van a recolectar, para eso existe otro lugar a donde se lleva eso, mencionaron ellos.

Este programa aún está en piloto ya que busca gradualmente generar un cambio a nivel social para focalizar su atención en la satisfacción de los ciudadanos. Hoy en día existen seis rutas bajo el eslogan “MEJOR espera el Camión”, el cual no ha tenido la difusión esperada. Si bien, estos dos programas no se contraponen, la administración actual decidió no utilizar el lanzado en el 2019.

Los dos programas han tenido dificultades para su implementación, por lo que un análisis FODA permitirá abrir el panorama de éstas. La Tabla 1 se presenta un análisis de FODA de cada programa.

Tabla 1. Análisis FODA de las Estrategias de Circularidad

	Programa Ciudad Verde	Programa SIRO
Fortalezas	Separación desde la fuente Valorización Minimización de RSU en el sitio de disposición final	Recolección domiciliaria Recolección diaria Cobertura mayor en zona habitación
Oportunidades	Concientización de la población Cuidado del medio ambiente	Mejorar la difusión del programa Aumentar el número de camiones Capacitación al personal Concientización de la población
Debilidades	Falta de difusión del programa Proyecto de alcance logístico pequeño	Falta de difusión del programa No existe separación de basura
Amenazas	Cambio trianual de gobierno Cooperativas y sindicatos de recolectores y pepenadores para la implementación el programa Recolección informal	Falta de conocimiento de la población Cambio trianual de gobierno Recolección informal

4. Conclusiones

Como se muestra en las secciones anteriores, el municipio de Ocotlán tiene problemas en torno a la GIRSU, los cuales giran en torno a no tener un sitio de disposición final que cumpla con las especificaciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003, no existe una separación y valorización de RSU de manera formal y existe recolección informal no controlada.

Como también la dificultad para implementar las estrategias de circularidad de los dos programas propuestos ya que no se pudo lograr que las administraciones continuaran con la ejecución de dichos programas y por lo tanto los habitantes perdieran el interés. Se hizo evidente que al cambio de administración se perdió el Programa Ciudad Verde (2019).

En cuanto al actual Programa S.I.R.O. Sistema Integral de Recolección Ocotlán (2022), este último va iniciando y se enfoca principalmente en la recolección y rutas con horarios específicos sin dar importancia a los RSU, siendo evidente que no existen campañas de concientización y manejo de los residuos, y por ende la disposición final sigue siendo el mismo problema, no se separa la basura.

A pesar de no contar con estrategias de circularidad en el municipio la población está molesta ya que únicamente ven la recolección como un servicio en el cual no participan ni cooperan para optimizar la separación de los diferentes productos y la basura es enviada sin ser aprovechada al relleno sanitario que como se mencionó genera gasto ya que no es del municipio.

Si bien existe participación intermunicipal para trabajar el tema de residuos al ser miembros de AIRPROMADES, este se ha visto sesgado al tema de compra de equipo de recolección. Las estrategias actuales demuestran un avance lento y deficiente hacia las estrategias de circularidad las cuales también son parte de la política estatal.

Referencias

Constitución Política De Los Estados Unidos Mexicanos., 2022. CAMARA DE DIPUTADOS DEL H. CONGRESO DE LA UNIÓN. Secretaría General. Secretaria de Servicios Parlamentarios. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/CPEUM.pdf>

Diario Oficial de la Federación., 2004. NOM-083-SEMARNAT-2003.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#gsc.tab=0

García López, L.F., 2022. Ocotlán implementará nuevo sistema de recolección de basura con una cobertura del 90%. Radio U de G. <https://udgtv.com/noticias/ocotlan-noticias/ocotlan-implementara-nuevo-sistema-recoleccion-basura-una-cobertura-del-90/>

Gil Corrales, M.A., 2007. Crónica ambiental: gestión pública de políticas ambientales en México ed. Fondo de Cultura Económica. México.

Gobierno del Estado de Jalisco. Actualización 2021. Ocotlán.
<https://www.jalisco.gob.mx/es/jalisco/municipios/ocotlan>

Hernández, R., Fernández, C., Y Baptista, P., 2003. Metodología de la Investigación ed. McGraw-Hill. México.

INEGI 2021. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México 2021. <https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2021/>

INEGI., 2020. Censo Información sobre la generación, composición y gestión de los residuos sólidos que se originan en las actividades domésticas y comerciales de las localidades.
<https://www.inegi.org.mx/temas/residuos/>

INEGI 2020. Censo de Población y Vivienda 2020.

Jiménez Herrero L.M., Pérez Lagüela E., 2019. Economía Circular-Espiral. Transición hacia un metabolismo económico cerrado ed. Del Economista. Madrid, España.

Martínez Alier, J., Roca Jusmet J., 2000. Economía Ecológica y Política Ambiental ed. Fondo de Cultura Económica, México, D.F.

Maxwell, J. A., 2019. Diseño de investigación cualitativa. Un enfoque interactivo ed. Gedisa, S.A. Barcelona.

Padilla Tepoxtecatl, J., 2019. Presentan en Ocotlán programa Ciudad Verde. Decisiones. Ocotlán.
<https://decisiones.com.mx/zmo/ocotlan/presentan-en-ocotlan-programa-ciudad-verde/> (acceso agosto 22, 2019)

Parlamento Europeo y del Consejo., 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. (Texto pertinente a efectos del EEE) (DO L. 312 de 22.11.2008, p.3)

SEMADET., 2017. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial.
<https://semadet.jalisco.gob.mx/prensa/noticia/429>

SEMADET., 2013. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial.
<https://semadet.jalisco.gob.mx/medio-ambiente/biodiversidad/comite-estatal-humedales/156>

DIAGNOSIS DE ESTRATEGIAS DE CIRCULARIDAD IMPLEMENTADAS EN UNIVERSIDADES Y VINCULADAS CON LA JERARQUÍA DE RESIDUOS

Valls-Val, Karen^{1*}; Ibáñez-Forés, Valeria¹; Bovea, María D¹

¹Ingeniería de Residuos y Sostenibilidad (INGRES), Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I (UJI), España

*kvalls@uji.es

Resumen

Las universidades, como organizaciones dedicadas a la educación, la investigación y los servicios a la comunidad, tienen una posición privilegiada en el impulso de nuevos modelos y paradigmas más sostenibles y circulares. Según la Estrategia de Desarrollo Sostenible 2030 del Gobierno de España, la universidad puede y debe contribuir decisivamente a la transformación colectiva del modelo económico y social actual, por lo que debe asumir un papel de liderazgo en la transición a un modelo más circular. Dada la estrecha relación existente entre la economía circular y la gestión de residuos, las universidades deben tomar la iniciativa en lo relacionado con la gestión de los residuos según la jerarquía propuesta por la Unión Europea.

En este contexto, el objetivo de este estudio consiste en realizar una diagnosis sobre las estrategias de minimización y gestión de residuos implementadas en las universidades públicas españolas. Para ello, se identifican las estrategias que se están implementando actualmente, y se analizan y categorizan utilizando como criterio la jerarquía de residuos (prevención, preparación para la reutilización, reciclado, valorización para otros fines y eliminación). Dicha diagnosis permite identificar buenas prácticas de las universidades en materia de gestión de residuos, así como su nivel de implantación.

Los resultados muestran que las universidades españolas están adoptando una amplia gama de estrategias relacionadas con la gestión de residuos. La mayor parte de los esfuerzos se centran en la prevención (categoría prioritaria de la jerarquía de residuos) y el reciclaje, lo cual se considera esencial en una institución que genera grandes cantidades de residuos al año.

Palabras clave: economía circular; residuos; jerarquía de residuos; educación superior; universidad

1. Introducción

La economía circular y el desarrollo sostenible son fundamentales para abordar los problemas ambientales y sociales actuales. Por este motivo, las políticas nacionales (España) e internacionales se han comprometido con la transición hacia un modelo económico más sostenible y respetuoso con el medio ambiente. En España se ha aprobado la Estrategia Española de Economía Circular "España Circular 2030" (EEEC, 2020) y el I Plan de Acción de Economía Circular 2021-2023 (PAEC, 2021), enmarcados en los objetivos del Pacto Verde Europeo (COM 640, 2019), el Nuevo Plan de Acción de la Economía Circular (COM 098, 2020) y la Agenda 2030 (United Nations, 2015) para el desarrollo sostenible.

La economía circular consiste en transformar el modelo económico lineal tradicional, que implica un proceso de "extracción-producción-consumo-desecho", en un modelo circular basado en el concepto de "reducción-reutilización-reciclaje-regeneración". El objetivo es minimizar el consumo de recursos naturales, reducir la generación de residuos y maximizar la valorización de los materiales. Es decir, tal y como considera la nueva ley española de residuos y suelos contaminados para una economía circular (Ley 7/2022), en la

transición hacia modelos más circulares es esencial reforzar la aplicación del principio de jerarquía de residuos, que establece el orden de prioridad en las actuaciones en materia de gestión residuos en base a la incorporación de medidas de “prevención-preparación para la reutilización-reciclado-otro tipo de valorización-eliminación”.

La Estrategia de Desarrollo Sostenible 2030 (Gobierno España, 2021) establece que la universidad puede y debe contribuir decisivamente a la transformación colectiva del modelo económico y social actual. Las universidades son actores clave ya que pueden contribuir de diversas maneras: mediante la investigación y el desarrollo de tecnologías y procesos más eficientes y sostenibles, la formación de estudiantes, la colaboración con empresas y organizaciones para desarrollar soluciones conjuntas o la promoción de la cultura y la conciencia de la economía circular en la sociedad en general. De hecho, el papel de las universidades en la sostenibilidad ha sido reconocido por diferentes declaraciones internacionales, como la Declaración de Talloires (TD, 1990), asociaciones y redes como la Comisión Sectorial CRUE-Sostenibilidad (CRUE, 2002), la Asociación para el Avance de la Sostenibilidad en la Educación Superior (AASHE, 2022), la Red Internacional de Campus Sostenibles (ISCN, 2007) o la Asociación Global de Universidades para el Medio Ambiente y la Sostenibilidad (GUPES, 2012), entre otras. Además, se han clasificado las universidades en función de su potencial de sostenibilidad en diferentes rankings como el Ranking mundial de Universidades Times Higher Education (THE, 2004), el Sistema de Evaluación y Calificación de la Sostenibilidad (STARS, 2013) o el Ranking Mundial de Universidades sobre Sostenibilidad UI GreenMetric (UI GreenMetric, 2010).

Paralelamente, cabe señalar que las universidades son grandes generadoras de residuos debido a la cantidad de personas que estudian y trabajan en sus instalaciones. La generación de residuos, tanto peligrosos como no peligrosos, es consecuencia intrínseca de la docencia, la investigación y las actividades auxiliares que se desarrollan en los campus universitarios. Por ello, las universidades deben ser líderes en la implementación de prácticas sostenibles en sus propias operaciones, adoptando políticas y estrategias de gestión de residuos efectivas y sostenibles para reducir su impacto ambiental y contribuir a una economía circular.

En este contexto, el objetivo de este estudio es realizar una diagnosis de las estrategias relacionadas con la gestión de residuos que se están implementando en las universidades españolas, identificando las estrategias que están comunicando públicamente dichas universidades. A continuación, estas estrategias se analizan y categorizan según la jerarquía de residuos, y se obtienen y discuten los resultados.

2. Metodología

Con el fin de identificar, analizar y categorizar las estrategias relacionadas con la gestión de residuos que se están implementando en las universidades españolas, se ha propuesto la metodología basada en tres etapas que se muestra en la Figura 1.

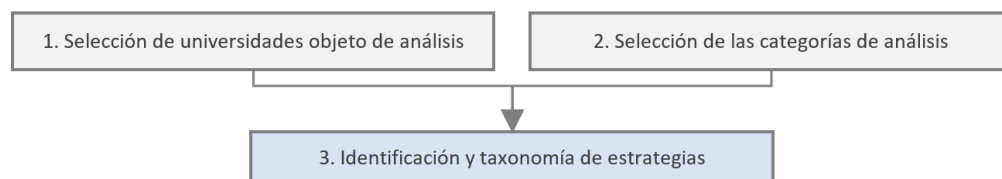


Figura 1. Metodología

2.1 Selección de universidades objeto de análisis

La selección de las universidades objeto de análisis se ha basado en el ranking UI GreenMetric (2022), que ha evaluado y clasificado 1050 universidades según su compromiso y desempeño en la sostenibilidad ambiental a través de una serie de indicadores, entre los que se incluye la gestión de residuos. Para ello, en primer lugar, se han identificado las 27 universidades españolas incluidas en dicho ranking y se ha analizado

su posición. A continuación, se han seleccionado las 10 universidades mejor posicionadas a nivel global y las 10 universidades mejor posicionadas según el criterio relacionado con la gestión de residuos. Las seis universidades que cumplen ambos criterios son las que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Universidades objeto de análisis

UNIVERSIDAD	POSICIÓN UI GREENMETRIC			PÁGINA WEB
	Mundial Sost	España Sost	GRes	
Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)	51	3	3	Medio Ambiente (UAB, 2022)
Universidad Autónoma de Madrid (UAM)	136	7	5	Oficina sostenibilidad UAM (2022)
Universidad Complutense de Madrid (UCM)	31	1	1	Unidad de sostenibilidad (UCM, 2022)
Universidade Da Coruña (UDC)	90	5	4	Oficina Medio Ambiente (UDC, 2022)
Universitat Politècnica de València (UPV)	147	8	8	Unidad de Medio Ambiente (UPV, 2022)
Universidad Rey Juan Carlos (URJC)	125	6	2	Oficina Verde (URJC, 2022)

2.2 Selección de las categorías de análisis.

Dado que el objetivo del estudio es analizar las estrategias relacionadas con la gestión de residuos que están implementando las universidades españolas, se ha decidido clasificar las estrategias según el orden de prioridad establecido por la jerarquía de residuos (Ley 7/2022). Dicha jerarquía se representa típicamente en forma de pirámide, donde las opciones más deseables están en la parte superior (prevención, ya que el mejor residuo es aquél que no se genera) y las menos deseables en la parte inferior (eliminación), tal y como se observa en la Figura 2.

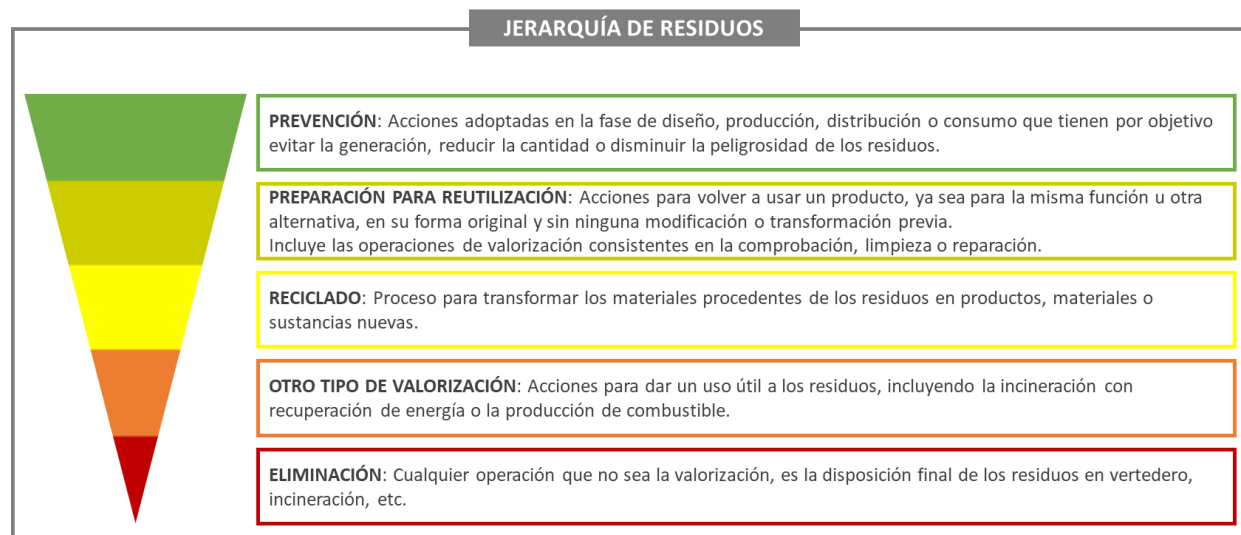


Figura 2. Categorías según la jerarquía de residuos

2.3 Identificación de las estrategias de las universidades.

Esta etapa consiste en identificar las estrategias que se están implementando actualmente. Para ello, en primer lugar, se ha llevado a cabo una revisión en motores de búsqueda en línea, utilizando como palabras clave el nombre de la universidad, junto con “oficina verde”, “medio ambiente”, “sostenibilidad”, “residuos”, “informe ambiental”, “declaración ambiental”, “informe sostenibilidad”, “RSU” y “Responsabilidad Social Universitaria”. De este modo, se han obtenido las páginas web que aparecen en la Tabla 1 y los siguientes documentos para cada universidad bajo estudio:

- UAB: Pla Campus Saludable i Sostenible 2018-2022.

- UCM: Informe preliminar sobre sostenibilidad en la Universidad Complutense de Madrid (2016) y la Memoria de Sostenibilidad 2019-2020.
- UDC: Memoria de Responsabilidad Social 2020-2021.
- UPV: Memoria de Responsabilidad Social 2020 y la Declaración Ambiental 2021.
- URJC: Informe de Responsabilidad Social Universitaria 2020, Memoria de la Oficina Verde curso 2020/2021, Memoria de actividades curso 2019/2019 y Guía de buenas prácticas para la realización de eventos sostenibles en la URJC (2014).

A continuación, se ha examinado la información de las páginas web y los documentos encontrados y se han identificado aquellas estrategias relacionadas con la gestión de residuos. Finalmente, se han analizado y clasificado en las categorías propuestas en la Figura 2, cuyo análisis se lleva a cabo en la sección Resultados. Cabe destacar que las estrategias que se están analizando son las que están difundidas públicamente, por lo que las universidades pueden estar llevando a cabo otras acciones que no se hayan incluido en los documentos publicados.

3. Resultados y discusión

La Tabla 2 muestra el contenido de las estrategias específicas identificadas, agrupadas por temática y clasificadas en las categorías de la jerarquía de residuos, junto con el número de universidades que ha considerado cada una de ellas.

Se observa que las universidades españolas bajo estudio están implementando una amplia gama de estrategias diferentes (36) relacionadas con la gestión de los residuos. Algunas de las estrategias más comunes, que se están aplicando en más de la mitad de las universidades analizadas, son la cuantificación y caracterización de los residuos para poder definir un plan de gestión para los mismos, la realización de campañas o jornadas sobre gestión o reducción de residuos y la elaboración de guías de reciclaje. Además, la mitad de las universidades analizadas están realizando un diagnóstico de la gestión actual de los residuos (principalmente a través de encuestas), organizan semanas de sensibilización (la más común la Semana Europea de la prevención de residuos), desarrollan programas de sensibilización (las universidades de Comunidad de Madrid participan en el programa Activate+ y Reactivate+ desarrollado por la ONG Internacional *Global Action Plan* (GAP, 2023) en el que se pretende crear conciencia de las acciones de la vida cotidiana y de este modo disminuir el impacto ambiental), incrementan los puntos de recogida selectiva, suministran contenedores individuales para despachos y aulas y producen compost en el propio campus. Finalmente, también se han identificado otras medidas más específicas, que se están comenzando a aplicar puntualmente en alguna de las universidades analizadas, como son el nombramiento de coordinadores de gestión de residuos o la inclusión de puntos RECICLO en el campus (contenedores inteligentes asociados a una app que genera recompensas por los envases reciclados).

Por otro lado, analizando las estrategias según las categorías de la jerarquía de residuos, se observa que la categoría *“Prevención”* es la que incluye una mayor variedad de temáticas y estrategias, ya que engloba todas las acciones relacionadas con la reducción de residuos. Por ello, incluye estrategias relacionadas con la gestión de los residuos a nivel organizativo, el diagnóstico tanto de la gestión como de la generación de residuos actual, la oferta de formación en gestión de residuos y medio ambiente, actividades de sensibilización para impulsar una reducción o una mejor gestión de los residuos, acciones para reducir los residuos generados en el campus y acciones para la gestión de los residuos peligrosos. Además, se observa que hay una amplia gama de estrategias relacionadas con el *“Reciclado”*, centradas en la elaboración de guías de reciclaje y en la mejora del sistema de recogida selectiva mediante la instalación de más puntos de recogida, evaluando su ubicación estratégica, optimizando los calendarios de recogida para adaptarse a la vida en el campus y señalizándolos de forma estandarizada. Sin embargo, las estrategias relacionadas con la *“Preparación para la reutilización”* son muy limitadas, por lo que las universidades deberían invertir más recursos en este ámbito, utilizando en sus sedes equipos informáticos reutilizados, diseñando plataformas de reutilización en las que la comunidad universitaria done los productos que ya no utiliza y estos pasen a

manos de personas que les puedan dar una segunda vida, etc. Del mismo modo, únicamente se considera el compostaje como “Otro tipo de valorización”, incluyendo la inclusión de compostadoras en los campus o elaborando guías de compostaje casero; por lo que deberían invertir más recursos en la valorización energética, transformando los residuos en energía.

Tabla 2. Análisis de las estrategias

CATEGORÍA	TEMÁTICA	ESTRATEGIA	Nº UNIVERSIDADES
Prevenición	Gestión	• Nombramiento de coordinadores residuos	1
		• Plan de gestión de residuos	2
		• Inclusión de la gestión de residuos en las licitaciones	2
	Diagnóstico	• Cuantificación y caracterización de los residuos	5
		• Diagnóstico de la gestión (p.ej. encuestas)	3
	Formación	• Cursos de gestión de residuos	1
		• Formación a trabajadores en medio ambiente	1
	Sensibilización	• Semana de prevención de residuos/ medio ambiente	3
		• Programa Activate+ / Reactivate +	3
		• Campaña/jornada de recogida residuos	2
• Campaña/jornada sobre gestión/reducción de residuos		4	
Reducción	• Exposiciones/paneles de sensibilización	1	
	• Compra eficiente	1	
	• Reducción desperdicio alimentario	1	
	• Digitalización: reducción uso papel	1	
Gestión residuos peligrosos (RP)	• Reducción del plástico (Unisinplastic)	1	
	• Reducción de RP (reducción de la escala, rediseñar)	1	
	• Sustitución de productos por otros menos peligrosos	1	
	• Clasificación de RP	2	
	• Guía de etiquetado de RP	2	
Preparación para la reutilización	Reutilización	• Guía de almacenamiento de RP	2
		• Reducción de la contaminación en el origen	1
		• Bolsa de material reutilizable	2
Reciclado	Guías	• Donación de equipos informáticos	1
		• Reutilización papel	2
		• Guías de reciclaje por tipología	4
	Punto limpio	• Punto limpio en el campus	2
		• Información de puntos limpios en la ciudad	2
	Recogida selectiva	• Aumento del número de puntos de recogida selectiva	3
		• Programación del calendario de recogida	2
• Ubicación estratégica de los puntos de recogida selectiva		2	
• Señalización estandarizada de los puntos de recogida		2	
RECICLOS	• Contenedores de recogida selectiva para despachos/aulas	3	
	• Punto RECICLOS en el campus	1	
Otra valorización	Compostaje	• Compostaje en el campus	3
Eliminación		• Guía de compostaje casero	1

Realizando un análisis agregado de las estrategias, la Figura 3 muestra, por un lado, el número de estrategias totales relacionadas con cada una de las categorías de la jerarquía de residuos, así como el promedio de universidades que ha considerado dichas estrategias (Figura 3a). Por otro lado, la Figura 3b representa el número específico de estrategias, relativas a cada categoría de la jerarquía, que han aplicado respectivamente cada universidad bajo estudio.

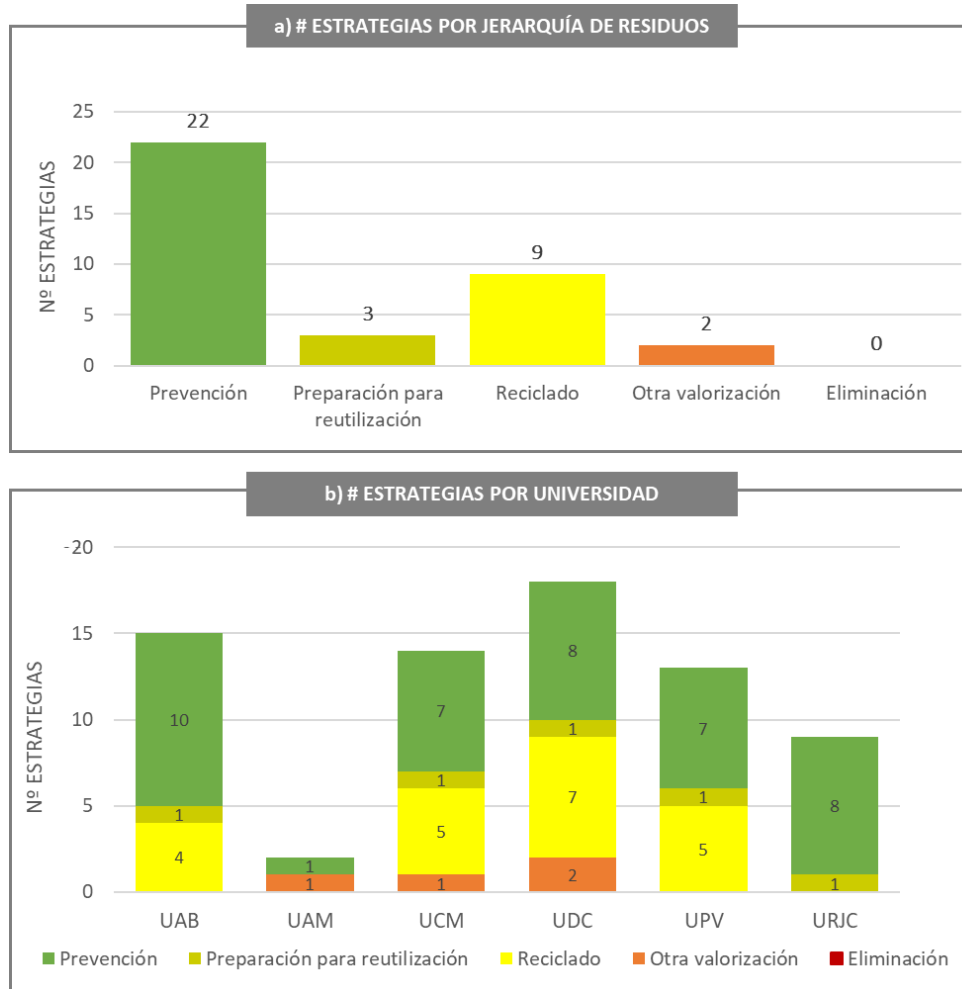


Figura 3. Número de estrategias por categoría (a) y por universidad (b)

En primer lugar, cabe destacar que tras analizar la documentación se ha observado que 5 de las 6 universidades citan explícitamente la jerarquía de residuos o hacen referencia a la prioridad de la gestión de esta misma. Además, como se puede observar en la Figura 3a, la categoría que incluye un mayor número de estrategias vinculadas a la gestión de residuos es “Prevención”, suponiendo el 60% de las estrategias identificadas. A continuación, la categoría “Reciclado” representa el 30% de las estrategias, mientras que “Preparación para la reutilización”, “Otra valorización” suponen menos del 10% cada una. En último lugar encontramos la categoría “Eliminación” para la que no se define ninguna estrategia ya que desechar sin valorización no es una estrategia, sino más bien la ausencia de ellas. Por todo ello, se puede decir que existe correspondencia entre la cantidad de estrategias de cada categoría y el orden de prioridad que establece la jerarquía, excepto para la categoría “Preparación para la reutilización”. Esto se debe probablemente a que estas estrategias son difíciles de aplicar en una universidad, puesto que es una organización de servicios que no genera productos de consumo y, por tanto, las estrategias de reutilización posibles son reducidas y están dirigidas a los productos que adquiere.

Por otro lado, como se observa en la Figura 3b, existen claras diferencias entre las universidades analizadas. La Universidad para la que se ha identificado un mayor número de estrategias es UDC, seguida de UAB, UCM, UPV y URJC, y en último lugar UAM, para la que únicamente se han identificado dos estrategias. En general, las universidades se centran en estrategias relacionadas con la “Prevención” y el “Reciclado” (UAB, UCM, UDC y UPV) y en el caso de la URJC se consideran únicamente estrategias relacionadas con la “Prevención” y la “Preparación para la reutilización” lo cual se corresponde con el orden de prioridad de la jerarquía de residuos.

4. Conclusiones

Las universidades como organizaciones dedicadas a la educación y la investigación, deben liderar la transición de la economía lineal a la circular y, por tanto, adoptar estrategias de gestión de residuos. Tras analizar las estrategias relacionadas con la gestión de residuos que se están implementando actualmente en las universidades españolas, se han identificado las fortalezas y debilidades en las mismas. Los resultados obtenidos muestran el esfuerzo que las universidades están haciendo en este ámbito, ya que se ha identificado una amplia gama de estrategias. Además, la mayor parte de los esfuerzos se enmarcan en la categoría prioritaria de la jerarquía de residuos (la prevención y minimización de los mismos). También se ha observado gran cantidad de estrategias relacionadas con el reciclaje, lo cual se considera esencial en una institución que genera grandes cantidades de residuos al año. Sin embargo, se observa una falta de estrategias relacionadas con la reutilización de los productos y otros tipos de valorización de los residuos. Por tanto, es necesario que las organizaciones inviertan más recursos en estos aspectos.

El estudio analiza las estrategias implementadas por las universidades españolas mejor posicionadas en el ranking UI GreenMetric. Sin embargo, tiene la limitación de haber analizado únicamente las estrategias comunicadas públicamente y de haber incluido en el estudio sólo seis universidades. Como desarrollo futuro, se identifica la necesidad de analizar las estrategias relacionadas con la sostenibilidad en general que están implementando las universidades españolas.

Agradecimientos

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación (FPU18/02816).

Referencias

- COM 098, 2020. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- COM 640, 2019. The European Green Deal. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- EEEC, 2020. España Circular 2030. Estrategia Española de Economía Circular. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. Spain.
- GAP, 2023. Global Action Plan International. [WWW Document]. URL https://www.globalactionplan.com/#_blank
- Gobierno España, 2021. Estrategia de desarrollo sostenible 2030. Ministerio de Derechos Sociales y Agenda 2030.
- Ley 7/2022, 2022. Ley de residuos y suelos contaminados para una economía circular, de 8 de abril. BOE-A-2022-5809. Jefatura del Estado.
- PAEC, 2021. I Plan de Acción de Economía Circular 2021-2023. Estrategia Española de Economía Circular. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España.
- TD, 1990. The Talloires Declaration. 10 Point Action Plan. Association of University Leaders of a Sustainable Future.
- UAB, 2022. UAB Medio ambiente [WWW Document]. URL <https://www.uab.cat/web/uab-medio-ambiente-1345660887016.html>
- UAM, 2022. Oficina de sostenibilidad. Universidad Autónoma de Madrid [WWW Document]. URL <https://www.uam.es/uam/sostenibilidad?d=Desktop>

UCM, 2022. Unidad de sostenibilidad. Universidad Complutense de Madrid [WWW Document]. URL <https://www.ucm.es/sostenibilidad>

UDC, 2022. Oficina de Medio Ambiente (OMA). Universidade Da Coruña [WWW Document]. URL https://udc.es/gl/sociedade/medio_ambiente/

UI GreenMetric, 2022. Overall Rankings 2022 [WWW Document]. URL <https://greenmetric.ui.ac.id/rankings/overall-rankings-2022>

United Nations, 2015. Transforming our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development [WWW Document]. URL <https://sdgs.un.org/2030agenda>

UPV, 2022. Unidad de Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València [WWW Document]. URL <https://www.upv.es/entidades/AMAPUOC/indexc.html>

URJC, 2022. Oficina Verde. Universidad Rey Juan Carlos [WWW Document]. URL <https://www.urjc2030.es/ov/>

ANÁLISE DA INTERAÇÃO ENTRE SISTEMAS DA ECONOMIA E ECOSSISTEMAS SOB A ÓTICA DA ECONOMIA CIRCULAR

Starck, Keli^{1*}; Winkler, Silvana Terezinha¹

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Comunitária da Região de Chapecó -
Unochapecó, Brasil

*Rua Benjamin Borges dos Santos, 1100 - Fraron, Pato Branco - PR, 85503-350, Brasil

Resumo

A atual organização econômica preconiza um modelo linear, baseado no processo de extração, produção e descarte. Entretanto, ao considerar o funcionamento cíclico do mundo biológico, verifica-se a necessidade de modificar o pensamento atual (linear) observando um modelo de Economia Circular, que considera a reutilização, reparo e reciclagem como cruciais. Neste sentido, o presente trabalho objetiva identificar na literatura a interação entre os sistemas da economia e os ecossistemas sob a ótica da Economia Circular. Para alcançar este objetivo, o trabalho baseou-se em uma pesquisa exploratória, de modo que se realizou levantamento na base de dados Scopus, utilizando os critérios de busca: "circular economy" AND "economy system" AND "ecosystem" que resultou na análise de 339 documentos (artigos e revisões), publicados entre os anos de 2006 e 2023 em periódicos indexados na base de dados Scopus. Com o corpus textual avaliaram-se títulos, resumos e palavras-chave para identificar a presença dos descritores e, em seguida, foram inseridos na solução Bibliometrix. A nuvem de palavras adotando bigramas gerados a partir dos resumos evidenciou os termos "circular economy", "sustainable development", "supply chain", "business models", "life cycle", "circular economy", "business model", "circular business", "cycle assessment" e "economic development". A contribuição do artigo para o campo de investigação foi avaliar a interação entre os sistemas da economia e os ecossistemas na perspectiva da economia circular, ampliando o potencial de implementar novos padrões e auxiliar a sociedade a alcançar maior sustentabilidade e bem-estar.

Palavras-chave: Economia circular; Circularidade; Desenvolvimento sustentável; Sistemas econômicos.

1. Introdução

O atual modelo econômico (linear) baseado em extração, produção e descarte tem levado a um consumo excessivo e supérfluo, o que tem resultado em degradação ambiental, geração de resíduos, poluição e esgotamento de recursos naturais. Para enfrentar esses desafios, é necessário adotar um modelo de economia circular, que prioriza a reutilização, reparo e reciclagem, e considera o funcionamento cíclico do mundo biológico (Jacobi e Besen, 2011; Geissdoerfer et al., 2017).

A economia circular tem o potencial alcançar maior sustentabilidade e bem-estar com baixos ou inexistentes custos de material, energia e meio ambiente. No entanto, ainda são necessários conceitos e atores inovadores, bem como melhores entendimentos dos conceitos da circularidade para que as regulações (políticas públicas) mudem (Ghisellini, Cialani e Ulgiati, 2016).

Embora haja um aumento na quantidade de publicações sobre economia circular, o tema ainda está longe de ser saturado, e há espaço para melhorias conceituais e de relações com outros campos (Geissdoerfer et al., 2017). Neste contexto, o objetivo deste trabalho é identificar na literatura a interação entre os sistemas da economia e os ecossistemas sob a ótica da Economia Circular.

O trabalho está organizado em quatro seções. Inicia-se com esta introdução, em que são apresentados o contexto, a justificativa e o objetivo. A segunda seção, "Metodologia", descreve a abordagem metodológica utilizada para alcançar os "Resultados e discussão", descritos na terceira seção. Por fim, a quarta seção apresenta as "Conclusões" e as proposições de pesquisas futuras.

2. Metodologia

O presente trabalho consiste em estudo da revisão sistemática bibliométrica, a partir de levantamento na base de dados Scopus, seguida de análise utilizando-se do *software* Bibliometrix, que é programado em linguagem R.

Foram estabelecidos os seguintes passos para condução do estudo (Aria e Cuccurullo, 2017): (1) delineamento do estudo; (2) coleta de dados; (3) análise de dados; (4) visualização dos dados, e; (5) interpretação.

O Quadro 1 apresenta os critérios de pesquisa na base de dados.

Quadro 1. Critérios de pesquisa

Fonte	Período	Critério de busca	Documentos
Scopus	2006 - 2023	ALL ("circular economy" AND "economy system" AND "ecosystem") AND (EXCLUDE (DOCTYPE , "cp") OR EXCLUDE (DOCTYPE , "ch") OR EXCLUDE (DOCTYPE , "bk")) AND (EXCLUDE (DOCTYPE , "sh"))	339

Utilizando os critérios de busca: "circular economy" AND "economy system" AND "ecosystem" foram identificados 339 documentos, sendo 278 artigos e 61 revisões, publicados entre os anos de 2006 e 2023 (até 29 de março de 2023) em periódicos indexados na base de dados Scopus. Acerca do idioma das publicações, 322 são em inglês, 17 em chinês e 1 em espanhol.

Na sequência procedeu-se com a leitura dos documentos a fim de identificar os estudos que abordam a interação entre os sistemas da economia e os ecossistemas sob a ótica da Economia Circular.

3. Resultados e Discussões

Observou-se que, o volume mais relevante de fontes dos documentos são "Journal of Cleaner Production" (58 documentos), "Sustainability (Switzerland)" (41 documentos), "Sustainable Production and Consumption" (9 documentos), "Resources, Conservation And Recycling" (8 documentos), "Environmental Science And Pollution Research" (7 documentos), "Business Strategy And The Environment" (6 documentos), "Environment, Development And Sustainability" (6 documentos), "International Journal of Environmental Research And Public Health" (6 documentos), "Journal of Business Research" (6 documentos), "Science Of The Total Environment" (6 documentos), "Resources Policy" (5 documentos), "Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica" (5 documentos) e "Sustainable Development " (5 documentos). As demais fontes foram mencionadas menos de cinco vezes, totalizando 153 fontes distintas dos documentos.

A análise dos documentos demonstrou que 21 deles já foram citados mais de 100 vezes. O Quadro 1 destaca os 10 documentos mais citados:

Quadro 1. Critérios de pesquisa

Ano	Autores	Títulos	Total de citações
2017	Winans, K.; Kendall, A.; Deng, H.	The history and current applications of the circular economy concept	458
2019	Saidani, M.; Yannou, B.; Leroy, Y.; Cluzel, F.; Kendall, A.	A taxonomy of circular economy indicators	388
2021	Ibn-Mohammed, T.; Mustapha, K.B.; Godsell, J.; Adamu, Z.; Babatunde, K.A.; Akintade, D.D.; Acquaye, A.; Fujii, H.; Ndiaye, M.M.; Yamoah, F.A.	A critical analysis of the impacts of COVID-19 on the global economy and ecosystems and opportunities for circular economy strategies	313
2018	Pauliuk, S.	Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001: 2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations.	278
2016	Scheepens, A.E.; Vogtländer, J.G.; Brezet, J.C.	Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems.	221
2019	Fan, Y.; Fang, C.; Zhang, Q.	Coupling coordinated development between social economy and ecological environment in Chinese provincial capital cities-assessment and policy implications.	186
2020	Centobelli, P.; Cerchione, R.; Chiaroni, D.; Vecchio, P. D.; Urbinati, A.	Designing business models in circular economy: a systematic literature review and research agenda.	183
2017	Nußholz, J.	Circular Business Models: defining a concept and framing an emerging research field.	179
2018	Saavedra, Y.M.B.; Iritani, D.R.; Pavan, A.L.R.; Ometto, A.R.	Theoretical contribution of industrial ecology to circular economy.	172
2021	Dantas, T.E.T.; De-souza, E.D.; Destro, I.R.; Hammes, G.; Rodriguez, C.M.T.; Soares, S.R.	How the combination of Circular Economy and Industry 4.0 can contribute towards achieving the Sustainable Development Goals.	165

A análise das palavras mais frequentes, adotando bigramas gerados a partir dos resumos, evidenciou os termos "circular economy" (372 menções), "sustainable development" (105 menções), "supply chain" (95 menções), "business models" (88 menções), "life cycle" (75 menções), "economy ce" (68 menções), "business model" (65 menções), "circular business" (54 menções), "cycle assessment" (41 menções) e "economic development" (40 menções).

A Figura 1 exibe a representação gráfica das palavras mais frequentes.

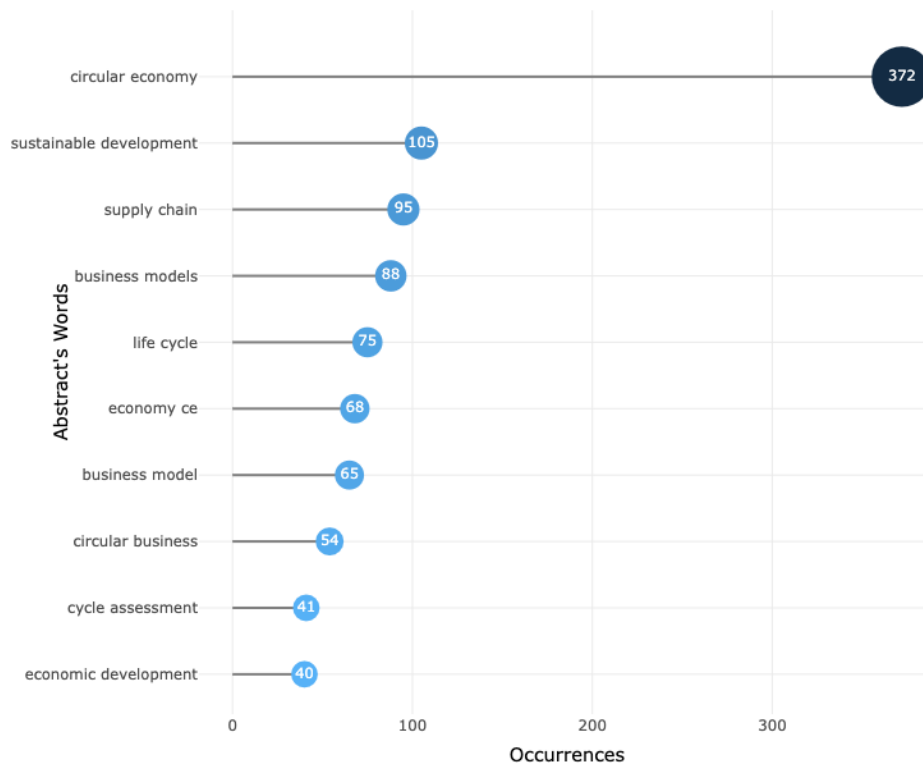


Figura 1. Palavras mais frequentes adotando bigramas dos resumos.

A partir das leituras realizadas, confirmou-se que economia circular (circular economy) tem grande relevância nos documentos analisados.

O conceito de economia circular vem ganhando força desde o final dos anos 1970, definindo-se como um "[...] sistema regenerativo no qual a entrada de recursos, resíduos, emissões de energia são minimizados pela desaceleração, fechamento estreitamento de materiais e circuitos de energia. Isso pode ser alcançado através de um design duradouro, manutenção, reparo, reutilização, remanufatura, reforma e reciclagem" (Geissdoerfer et al., 2017, p. 6). Cabe mencionar que o conceito de economia circular é associado a diversos outros conceitos, como a ecologia industrial e a teoria de sistemas, onde encontra-se associado à termodinâmica a à economia ecológica, respectivamente (Winans, K, Kendall e Deng, 2017).

Cientes de que o desenvolvimento sustentável demanda equilíbrio entre as dimensões social, ambiental e econômica do desenvolvimento sustentável, Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2016) apontam que a economia circular tem contribuído positivamente para esse processo de desenvolvimento e promovido um uso mais racional dos recursos. Deste modo, a economia circular congrega os elementos do desenvolvimento sustentável por basear-se em questões ambientais.

Para Saidani et al. (2019), existe uma conexão direta entre circularidade e desenvolvimento sustentável, já que o objetivo é favorecer tanto as gerações presentes quanto as futuras, através da criação simultânea de qualidade ambiental, prosperidade econômica e igualdade social.

Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2016) enfatizaram que a economia circular não consiste apenas em uma forma de reciclar materiais ou energia, mas uma proposta de um novo modelo de vida e econômico. Já para Geissdoerfer et al. (2017, p. 22), "a economia circular é vista como uma condição para a sustentabilidade, uma relação benéfica ou um trade off na literatura".

Corroborando com esta visão, Korhonen, Honkasalo e Seppälä (2018) sugerem que a economia circular bem-sucedida contribui com todas as dimensões do desenvolvimento sustentável, a saber: dimensão ambiental, econômica e social. Ademais, inferem que, a economia circular deve adaptar-se aos ciclos naturais dos ecossistemas e utilizá-los nos ciclos econômicos, respeitando suas taxas de reprodução.

Cavalcanti (2004, p. 7) infere acerca da "necessidade de informação sobre interações entre a economia e o ecossistema" que tem como objetivo a identificação de políticas que sejam capazes de mitigar os impactos danosos ao meio ambiente. E conclui mencionando que "o sentido da economia ecológica é o de uma economia política da ecologia".

Quando analisado o mapa temático de acoplamento bibliográfico por bigramas dos resumos, figura 2, apresentaram-se os agrupamentos. No quadrante superior esquerdo, encontram-se temas especializados ou de nicho, sendo que no agrupamento na cor lilás destacam-se os temas grau de coordenação, coordenação de acoplamento e distribuição espacial, enquanto no agrupamento marrom apresentam-se os temas alívio da pobreza, dotação de recursos e recurso terrestre. No quadrante superior direito, agrupamento na cor vermelha, aparecem os temas motores: desenvolvimento sustentável, crescimento econômico e consumo de energia. No quadrante inferior esquerdo, onde encontram-se os temas emergentes ou em declínio, o agrupamento mostra os termos informa Reino Unido, comércio limitado e Reino Unido limitado. No quadrante inferior direito, onde concentram-se os temas básicos, dois agrupamentos são evidenciados, sendo que o agrupamento na cor azul apresenta os termos desenvolvimento econômico, sistema de índices e índice de avaliação, enquanto o agrupamento na cor laranja evidencia os termos economia circular, ciclo de vida e avaliação do ciclo. Centralizado, agrupamento na cor verde evidencia os termos economia circular, cadeia de suprimentos e modelo de negócios.

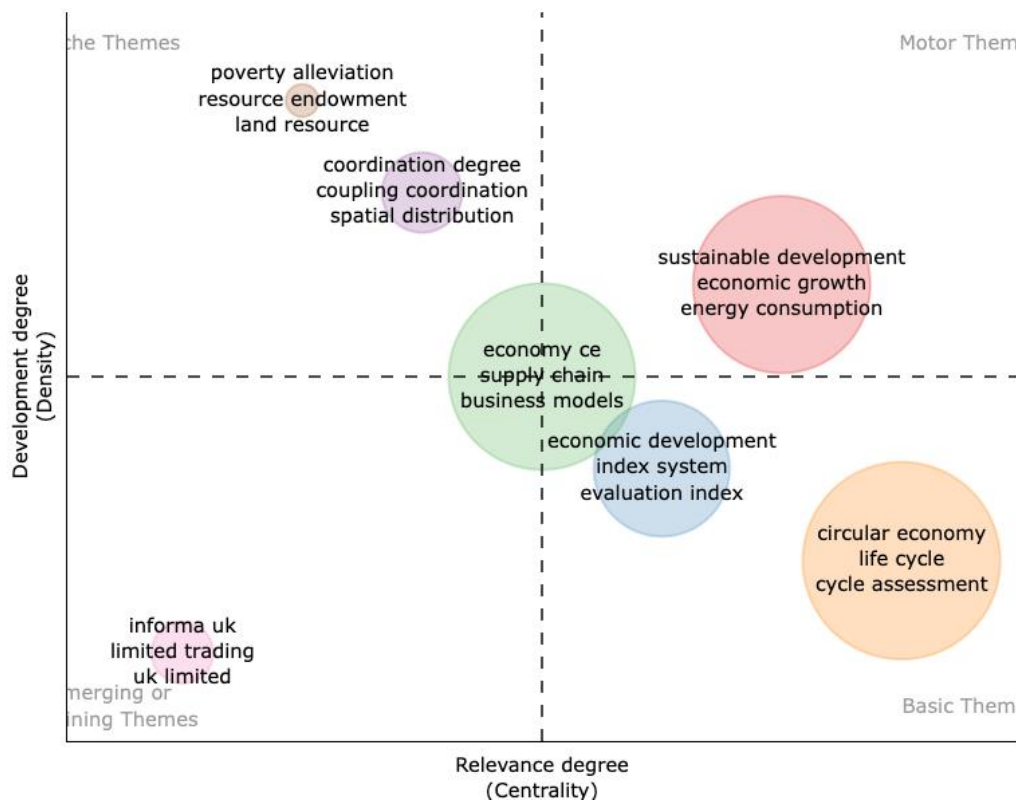


Figura 2. Mapa temático de acoplamento bibliográfico por bigramas dos resumos.

Em suma, no eixo vertical, quanto maior o valor, maior o impacto do artigo. No eixo horizontal, quanto maior o valor, mais desenvolvido é o tema na comunidade científica.

4. Conclusões

O trabalho teve como objetivo identificar na literatura a interação entre os sistemas da economia e os ecossistemas sob a ótica da Economia Circular. Para tanto, apresenta-se o conceito de economia circular como um sistema regenerativo que minimiza a entrada de recursos e a produção de resíduos, enfatizando a importância da desaceleração, fechamento e estreitamento de materiais e circuitos de energia.

A análise dos documentos demonstrou que a economia circular tem grande relevância nos estudos e pesquisas analisados, sendo um conceito associado a diversos outros conceitos, como a ecologia industrial e a teoria de sistemas. A economia circular é vista como uma condição para a sustentabilidade e uma proposta de um novo modelo de vida e econômico. A partir dos dados coletados, confirmou-se que as palavras mais frequentes nos documentos analisados foram "circular economy", "sustainable development", "supply chain" e "business models".

A contribuição da economia circular para o desenvolvimento sustentável está em promover um uso mais racional dos recursos e favorecer simultaneamente a qualidade ambiental, prosperidade econômica e igualdade social. A economia circular bem-sucedida contribui com todas as dimensões do desenvolvimento sustentável, a saber: ambiental, econômica e social, adaptando-se aos ciclos naturais dos ecossistemas e utilizando-os nos ciclos econômicos.

Portanto, considerando a relevância da temática, sugere-se para trabalhos futuros, que sejam estabelecidos debates sobre a sustentabilidade ecológica e econômica, como vieses imprescindíveis para a construção de políticas públicas que visem mitigar os impactos deletérios ao meio ambiente.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Centro Universitário de Pato Branco (UNIDEP), instituição pertencente ao grupo Afya Educacional, pelo fornecimento de subsídio, sem o qual a socialização dos resultados desse trabalho não teria sido possível.

Referências

- Aria, M.; Cuccurullo, C. Bibliometrix: an R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of informetrics*, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017.
- Cavalcanti, C., 2004. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. *Ambiente & Sociedade*, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 149-156. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1414-753x2004000100009>.
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N.M.P., Hultink, E.J., 2017. The Circular Economy e A new sustainability paradigm?. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 757-768. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, pp. 11-32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>.
- Korhonen, J., Honkasalo, A., Seppälä, J., 2018. Circular Economy: the concept and its limitations. *Ecological Economics*, [S.L.], v. 143, p. 37-46. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.

Saidani M, Yannou B, Leroy Y, Cluzel Franç, Kendall A, 2019. A taxonomy of circular economy indicators, Journal of Cleaner Production. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.014>.

Winans, K.; Kendall, A.; Deng, H., 2017. The history and current applications of the circular economy concept. Renewable and Sustainable Energy Reviews, [S. l.], v. 68, p. 825–833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123>.

¿ES LA AUTORREPARACIÓN UNA SOLUCIÓN REAL PARA EXTENDER LA VIDA ÚTIL DE LOS PRODUCTOS?

Sandez, Sonia¹; Pérez-Belis, Victoria²; Bovea, María D.¹

¹INGRES, Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Castellón, España, bovea@uji.es

²PRINS, Departamento de Proyectos de Ingeniería, Universitat Politècnica de València, Valencia, España, vicprebe@dpi.upv.es

Resumen

Durante las últimas décadas, los residuos generados por los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE), especialmente los de pequeño tamaño, han aumentado significativamente. Para revertir esta situación, desde la perspectiva de la economía circular se fomenta la extensión de la vida útil de los AEE mediante estrategias como la mejora de su reparabilidad. Sin embargo, actualmente los pequeños AEE no se reparan debido, principalmente, a la falta de información sobre los procesos de reparación y al bajo precio de adquisición de productos nuevos. El presente estudio tiene por objetivo analizar la capacidad y predisposición de los usuarios para reparar pequeños y sencillos AEE, cuando se les proporciona la documentación necesaria para hacerlo. Para ello, se diseñó e implementó un taller práctico de reparabilidad con 60 participantes, en el que cada participante disponía de un hervidor eléctrico de agua al que se le habían inducido dos fallos. Estos debían ser reparados con la ayuda de instrucciones de reparación presentadas en diferentes formatos. Al finalizar el taller, se realizó una entrevista dirigida a cada participante con el objetivo de obtener información sobre los principales obstáculos encontrados frente a la reparación, incentivos para fomentar la misma, limitaciones propias, etc. Los resultados muestran que el 89,47% de los participantes intentaría reparar su hervidor tras la realización del taller y con la información proporcionada en el mismo. Actualmente, suponiendo que tuviesen que pagar por la reparación, el 33,33% de los participantes estaría dispuesto a comprar uno nuevo mientras que el 66,67% restante estaría dispuesto a invertir en su reparación una media de 8,80€.

Palabras clave: reparabilidad; consumidor; reparar; PAEE; taller.

1. Introducción

A lo largo de las últimas décadas la cantidad de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) ha ido creciendo de manera exponencial. Esta situación es consecuencia del incremento de compra de AEE por parte de los consumidores y de la vida cada vez más corta de estos aparatos. Tanto el Plan de Acción de Economía Circular (European Commission, 2020) y la propia jerarquía de residuos (Directiva (UE) 2018/851 y Ley 18/2022) promueven la extensión de la vida útil de los productos mediante su reparabilidad como estrategia tanto para reducir la generación de residuos como para reducir el consumo de recursos materiales.

Relativo a pequeño aparato eléctrico y electrónico (PAEE) doméstico en España, estudios recientes concluyen que sólo el 9,56% de los consumidores los ha llevado a reparar al finalizar su vida útil como consecuencia de un fallo (Pérez-Belis et al., 2017) debido, principalmente, a la falta de información sobre los procesos de reparación y al bajo precio de adquisición de productos nuevos (Sandez et al., 2023). Sin embargo, el 88% de los españoles está predispuesto a reparar sus aparatos al considerar que esto reduce la cantidad de residuos generados (European Commission, 2014). Para el caso de PAEEs con un precio de

compra bajo y con una arquitectura de producto sencilla, la autorreparación puede plantearse como una posible solución para el fomento de la extensión de la vida útil de los mismos.

Son escasos los estudios o talleres experimentales realizados sobre consumidores cuando se trata de analizar la predisposición y habilidad de estos en cuanto a la autorreparación. Destacan los realizados por Pozo Arcos et al. (2021) en el que realizaron un estudio observacional en el que 24 usuarios con y sin experiencia previa en la autorreparación de AEE realizaron el proceso de diagnóstico de fallos de batidoras, aspiradoras, cafeteras y radios CD; Nazlı (2021) en el cual recogía los datos de 52 participantes relativos al método empleado para reparar 103 productos de distintas categorías; y Hielscher y Jaeger-Erben (2021) que, tras observar el proceso de reparación y entrevistar a 32 participantes de RepairCafé en Alemania, concluyeron que el éxito de la autorreparación depende en gran medida de la habilidad de los usuarios y de su experiencia previa.

El reciente marco normativo propuesto por la Unión Europea (2022) anima a los productores a diseñar productos que puedan repararse con el fin de alargar la vida útil de los mismos y, entre otros objetivos, disminuir la cantidad de AEEs y en especial de PAEEs que se tiran al año. Dado que diversas encuestas concluyen que la sociedad española está predispuesta a intentar reparar sus PAEE (European Commission, 2014; Sandez et al., 2023), el presente estudio analiza si es la autorreparación una solución factible para extender la vida útil de los PAEEs con arquitectura sencilla y de bajo precio. Para ello, se diseñó e implementó un taller con el fin de analizar la capacidad y predisposición de los usuarios para repararlos cuando se les proporciona la documentación necesaria para hacerlo, tomando como caso de estudio la categoría de producto de hervidores de agua eléctricos (hervidores).

2. Metodología

La metodología empleada consta de tres fases (Figura 1). En primer lugar, se realizó un estudio de la información que actualmente un usuario puede encontrar para reparar su PAEE. A continuación, se diseñó la información que se consideró necesaria para poder dotar al usuario de la información necesaria para poder autorreparar su PAEE; y, por último, a través de una encuesta previa, un taller y una encuesta tras el taller se han obtenido los datos necesarios para poder responder la pregunta que da título a este estudio: ¿es la autorreparación una solución real para extender la vida útil de los productos?

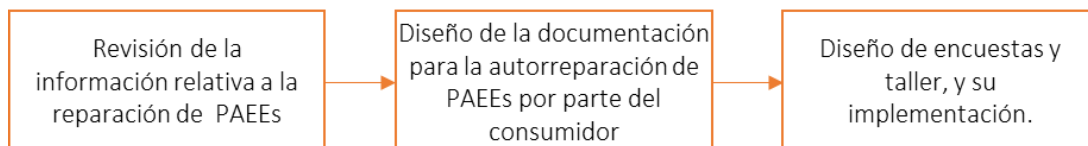


Figura 1. Metodología

2.1 Revisión de la información relativa a la reparación de PAEEs

La revisión de la información de reparación existente se realizó a través de varias fuentes. En primer lugar, se analizó en profundidad los manuales de usuarios de una muestra de once hervidores de distintos fabricantes con el fin de ver si contienen información sobre fallos, piezas de recambio o instrucciones de reparación. En segundo lugar, se analizaron las páginas web tanto de fabricantes de hervidores de agua como páginas web donde no se venden hervidores para conocer la información a la que puede acceder el consumidor con el fin de reparar. Por último, se buscó la misma información en formato video.

2.3 Diseño de encuestas y taller, y su implementación.

Con el fin de estudiar si esta documentación diseñada promueve la autorreparación y por tanto, la extensión de la vida útil de los productos, se diseñó e implementó un estudio práctico de 3 fases:

- Entrevista inicial en el que se busca conocer qué harían en caso de que su PAEE (hervidor en este estudio) se estropease, la experiencia que tienen en reparación y cuánto están dispuestos a pagar por reparar o autorreparar su PAEE.
- Taller, donde se les proporcionaba un hervidor al que previamente se les había inducido 2 fallos (desconexión del circuito eléctrico en la base y fallo del interruptor del asa) y se les pedía que lo intentasen arreglar. Para ello, disponían de 35 minutos y se les proporcionaba la documentación descrita en la sección 3.2 (video, guía y paso a paso) en formato digital en una tablet, herramientas y la caja y el manual de usuario del hervidor.
- Entrevista final en la que se preguntaba sobre los principales obstáculos encontrados frente a la reparación, incentivos para fomentar la misma, limitaciones, etc.

El taller y las entrevistas se llevaron a cabo en el último semestre de 2022 tras recibir la aprobación del Comité Deontológico de la Universitat Jaume I (CD/69/2022). 60 participantes de diferentes perfiles (género, edad, rama de conocimiento, con o sin experiencia previa en reparación) realizaron las entrevistas y el taller de manera individual.

3. Resultados y discusión

3.1 Resultados de la revisión de la información disponible relativa a la reparación de PAEEs

De la búsqueda de información disponible de manera gratuita y abierta relativa a la reparación de PAEEs se obtienen los siguientes resultados:

- Manuales de usuario de 11 hervidores. Se puede concluir que estos incluyen principalmente información sobre cómo se utilizan los aparatos, su mantenimiento básico e información relativa a la garantía y la vía para depositar el aparato para su correcta eliminación. Sin embargo, no aportan información relativa a la reparación del aparato.
- Páginas web. Por un lado, se buscó en páginas web de fabricantes información relativa a posibles fallos y cómo solucionarlos y piezas de recambio a disposición de los usuarios, no encontrándose información sobre reparación y un único fabricante con piezas de recambio. Por otro lado, en páginas web genéricas sí se obtuvo información relativa a los fallos más comunes de los hervidores (acumulación de cal, goteo, mal funcionamiento), indicando como solución principal, la realización de mantenimiento. Sin embargo, tampoco proporcionan información sobre reparación. Destaca la página web de iFixIt (2022) que sí que cuenta con 5 manuales de desensamblaje y guías de reparación de un fallo de un hervidor.
- Videos. En la plataforma YouTube existen videos relacionados con la reparación de los hervidores. Se trata de videos realizados por usuarios con una duración media que supera los 10 minutos y que muestran una imagen del hervidor a reparar y la persona que describe los pasos seguidos para desmontar, reparar y montar el hervidor.

En conclusión, la información encontrada es escasa, no oficial y proporcionada por los consumidores que son los encargados de subirla a modo de guía de desensamblaje en iFixIt o en video a YouTube.

3.2 Diseño de la documentación para la autorreparación de PAEEs por parte del consumidor

Para poder reparar el hervidor, el usuario debe conocer sus componentes y cómo se separan. Por ello, la información sobre desmontaje del hervidor pieza por pieza se creó en base a tres formatos que mostraban la misma información: un video de 5 minutos de duración (Figura 2), una guía basada en el “*disassembly map*” (De Fazio et al., 2021) (Figura 3) y un desmontaje paso a paso (paso a paso a partir de ahora) basada en las guías de iFixIt (2022)(Figura 4).

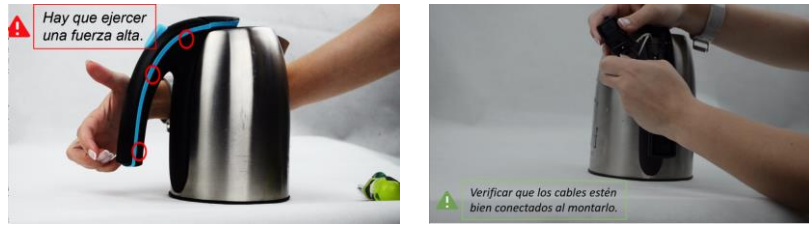


Figura 2. Video

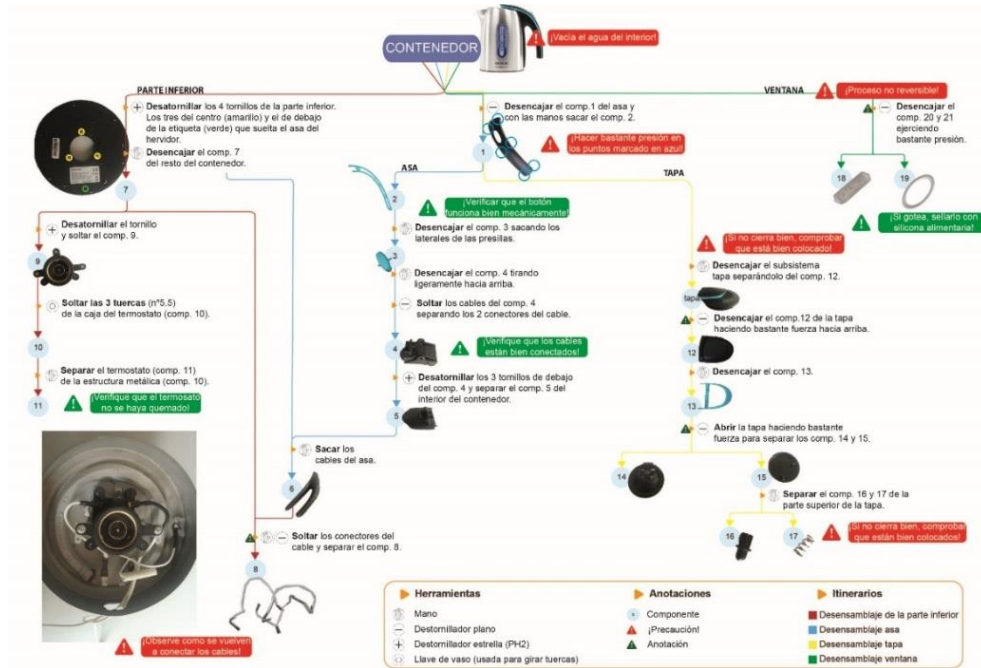


Figura 3. Guía






Desensamblaje contenedor			
Asa (A)	Tapa (B)	Parte inferior (C)	Ventana (D)
Desensamblaje del ASA (A) Dificultad: Moderada Pasos: 8 Tiempo requerido: 10 minutos Secciones: 1 Banderas: 1 (Precaución), 3 (Anotación) Herramientas: #2			
ASA – Paso 1 de 8: Soltar la tapa del asa  <p>Con la ayuda de un destornillador plano, haz palanca entre el embellecedor azul del asa y la pieza negra.</p> <p>Ejerce presión sobre los puntos marcados en rojo para separar las uniones que unen la pieza.</p> <p>Hay que ejercer una fuerza alta.</p>	ASA – Paso 3 de 8: Quitar el embellecedor azul del asa  <p>Sacar el embellecedor azul del asa.</p>	ASA – Paso 4 de 8: Separar el botón del mecanismo del botón  <p>Separar el botón del mecanismo del botón. Para ello, soltar las dos presillas laterales del botón que es lo que lo mantiene unido al mecanismo del botón.</p> <p><i>Para el montaje, verificar que el movimiento mecánico se realiza correctamente.</i></p>	Desensamblaje contenedor Asa (A) Tapa (B) Parte inferior (C) Ventana (D)
ASA – Paso 2 de 8: Quitar la tapa  <p>Al quitar la pieza negra del asa, la tapa se separa sola pues es la pieza negra del paso A1 que la mantiene enganchada.</p> <p><i>Para el montaje, ambas piezas deben posicionarse de manera simultánea.</i></p>	ASA – Paso 5 de 8: Sacar el mecanismo del botón  <p>Hacer un ligero movimiento para arriba y luego hacia abajo para desenganchar el mecanismo del botón. A continuación, con ayuda de un destornillador plano soltar los dos cables.</p> <p>Verificar que los cables estén bien conectados.</p>		

Figura 4. Paso a paso

3.3 Entrevista inicial

En la encuesta inicial se preguntó por el nivel de habilidad y motivación que presentaban ante la autorreparación cuando un producto no complejo como es el hervidor se estropea, ya que son dos de las principales barreras como se refleja en la literatura existente. Un total de 82,46% de los participantes afirmó tener la habilidad y la motivación para autorreparar el hervidor (Figura 5a) y se autocalificaron con un promedio de 5,3 sobre 10 (Figura 5b). Sin embargo, si realmente tuvieran que intentar repararlo, el 63,16% de los participantes lo habría intentado (Figura 5c), el 28,07% de ellos habría entregado el producto a un familiar o conocido para repararlo, y el 33,33% habría llevado el hervidor a un centro de reparación.

Si en el proceso de autorreparación hubiera que invertir dinero, 33,33% y el 10,53% de los participantes lo habría cambiado directamente si el hervidor nuevo costase 20€ y 50€ respectivamente. El precio medio invertido por el resto de los participantes en la reparación es de $8,80 \pm 3,36$ € (Figura 5e) y $18,63 \pm 7,10$ € (Figura 5f) si el precio de compra del nuevo fuesen 20€ y 50€ respectivamente.

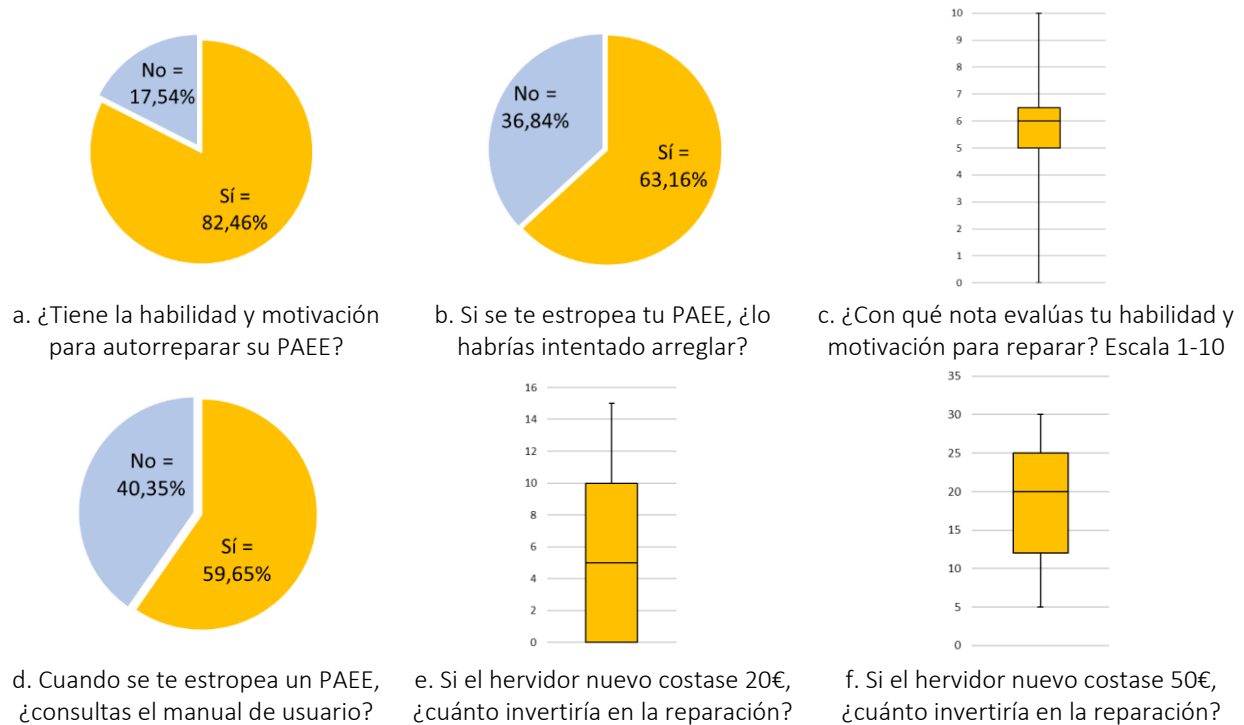


Figura 5. Resultados de la entrevista inicial

Como puede observarse, analizando la variable de precio, se puede apreciar que si bien hay un porcentaje relativamente alto de personas que cambiarían directamente su hervidor defectuoso por uno nuevo (33,33%), si el precio de compra aumenta, este porcentaje disminuye. Por el contrario, la cantidad que los consumidores están dispuestos a invertir en la reparación va en consonancia con el precio de compra de uno nuevo siendo esta cantidad entre un 37% y un 44% en promedio de lo que cuesta el nuevo hervidor.

3.4 Taller

Los participantes en el taller no tenían información sobre qué posibles fallos había en el hervidor o la cantidad de ellos. A pesar de ello, el 63.16% logró de manera correcta identificar los fallos, desmontar el hervidor para arreglarlos y volverlo a montar en el tiempo dado para ello (Figura 6a). Las herramientas fueron usadas de manera correcta por un 64,91% de los participantes, pero 35,09% (Figura 6b) de ellos no desconectaron el enchufe de la red antes de comenzar a desmontar la base. Adicionalmente, un 14,04% de los participantes tuvo que ser parado durante el proceso del montaje/desmontaje por cuestiones de seguridad (Figura 6c). Esto se debía a que, entre otros, intentaron enchufar el hervidor a la red eléctrica sin

poner ninguna carcasa o incluso tocando los cables. Los puntos de montaje donde más se atascaron fueron el montaje de las carcasas de la base (54,39%) y el montaje del asa (56,14%).

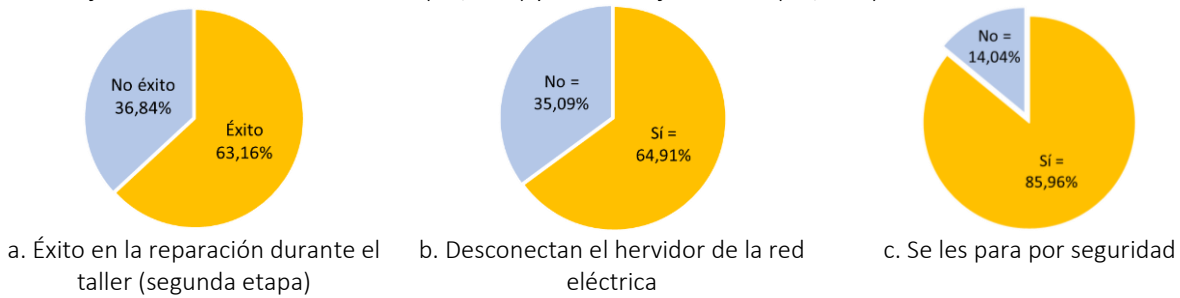


Figura 6. Resultados de la fase del taller

Si bien es cierto que la tasa de éxito de reparación del hervidor en el taller es más elevada que en otros estudios como el de Pozo Arcos et al. (2021), se debe tener en consideración que se trata de un producto de baja complejidad. Por otro lado, este porcentaje demuestra que no se trata de una falta de habilidad por parte de los participantes o de desconocimiento a la hora de utilizar distintas herramientas. Cabe destacar que cuando se trata de la autorreparación, se debe tener en cuenta que el usuario no presta atención a ciertos detalles que pueden poner en una situación crítica su seguridad. Esto se puede apreciar en los resultados del taller ya que más de un tercio de ellos no desenchufaron la base del hervidor antes de comenzar a desmontarla y que otro 14,09% no fue consciente del peligro de tocar los cables de un circuito cuando éste estaba conectado a la corriente.

Respecto a cómo se debe diseñar para facilitar la autorreparación, los participantes sólo tuvieron problemas con las uniones tipo *snafits* (más de la mitad de los participantes necesitaron ayuda para volver a montar la unión), mientras que las uniones mecánicas a través de tornillos no causaron problema.

3.5 Entrevista final

Tras finalizar el taller, se entrevistó a los participantes para conocer su opinión respecto a la autorreparación tras intentar reparar el hervidor. 89,47% de los participantes afirmó que intentaría reparar su hervidor tras la realización del taller y con la información proporcionada en el mismo (Figura 7a). Al autoevaluarse en su desempeño, la nota media fue de 6,3 sobre 10 (Figura 7b) donde el 64,91% de los participantes se puntuó con una nota más alta que en la primera entrevista.

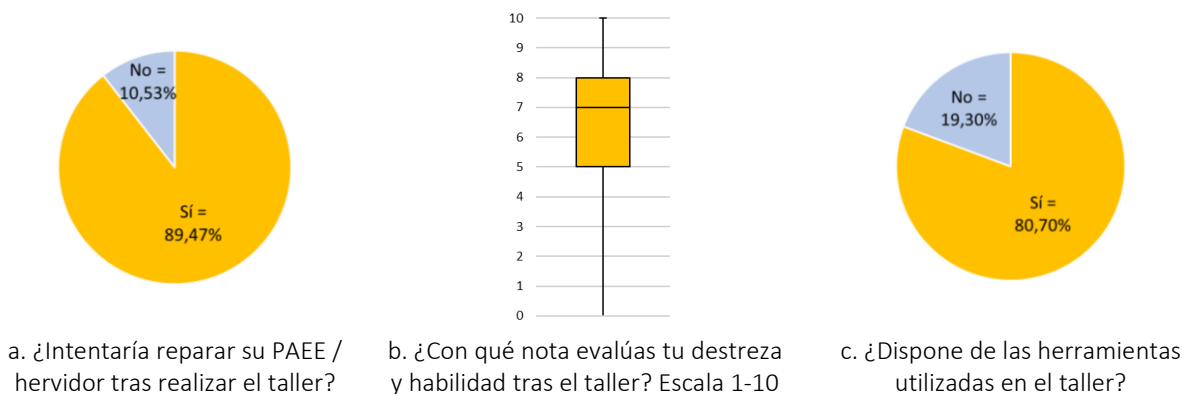


Figura 7. Resultados de la entrevista final

Respecto al manual de usuario, un 77,19% de los participantes lo guarda pero no lo usa para reparar (Figura 5d) mientras que tras el taller un 85,96% indicó que si la información sobre reparación dada en el taller se proporcionase en el manual, lo guardarían y consultarían ante un fallo del aparato. De la misma manera, se les preguntó por las herramientas (destornilladores) proporcionados para conocer si en sus hogares

disponían de ellos. Los resultados muestran que un 80,70% de los participantes sí que disponen de ellos (Figura 7c).

Si bien se puede observar que la tasa de confianza fue más alta tras la realización del taller, un 21,05% de los participantes echó en falta una lista de posibles fallos y un documento adicional o información complementaria indicando cómo volver a montar el producto. Cuando se les preguntó por las principales barreras que tenían a la hora de intentar reparar estas fueron: falta de confianza en uno/a mismo/a (22,81%), falta de habilidad (15,79%) y falta de tiempo (24,56%). Respecto a las barreras a las que la sociedad se enfrenta las más repetidas fueron el coste de la reparación comparado con comprar uno nuevo (40,35%) y el precio y disponibilidad de las piezas de recambio (14,04%).

Para finalizar esta segunda entrevista, se les preguntó por medidas que consideraban que fomentarían la autorreparación, obteniéndose hacer la información sobre reparación, montaje y fallos pública y gratis (35,09%), llevar a cabo campañas de concienciación (29,82%) y etiquetar que los productos están diseñados para reparar (19,30%).

4. Conclusiones

Tras analizar la información disponible pública y gratuitamente a disposición de los consumidores sobre cómo reparar pequeños aparatos eléctricos y electrónicos como son los hervidores, se ha llegado a la conclusión que la poca información disponible es de baja calidad y no le aporta al usuario la confianza para comenzar a autorreparar sus PAEE de arquitectura sencilla. Por ello, se ha desarrollado la información necesaria para poder desmontar un hervidor y se ha validado a través de un estudio práctico de tres fases en el que se buscaba responder a la pregunta de si la autorreparación es una solución real para extender la vida útil de los productos.

Tras realizar el taller y analizar sus resultados, así como estudiar las respuestas proporcionadas por los participantes en las entrevistas iniciales y finales la respuesta es afirmativa. Se puede afirmar que la autorreparación es una solución real para extender la vida de los productos y evitar que ante un fallo el consumidor lo cambie por uno nuevo pero para ello se deben dar varios requisitos.

En primer lugar, se debe proporcionar al consumidor la información que necesita para llevar a cabo la reparación. Esta información debe ser fiable, acorde y actualizada al producto que se está vendiendo. Debe llevar las instrucciones de montaje y desmontaje preferiblemente en varios formatos (video y paso a paso por ejemplo) así como información adicional como puede ser una lista de fallos, advertencias y consejos para garantizar la seguridad del que va a reparar.

En segundo lugar, se debe incentivar la motivación y las habilidades de la sociedad para que ganen en autoestima de cara a las reparaciones. Instruir de manera voluntaria y gratuita a la sociedad en talleres donde se les enseñe las nociones básicas de electricidad / electrónica y mecánica hace que ante un fallo básico el usuario pueda analizar el producto e intente repararlo antes de deshacerse del producto entero.

Por último, para garantizar que la autorreparación sea una solución viable, las piezas de recambio deben estar disponibles y a un precio tal que asegure que al usuario le compense intentar repararlo antes que comprar uno nuevo.

En conclusión, en la presente comunicación se ha propuesto un método fácilmente reproducible para otros productos, otros modelos de hervidor e incluso para todos los tipos de fallos reparables. De la misma manera, se puede llegar a desarrollar otros formatos de proporcionar la información y que se puedan testear y validar. La muestra seleccionada variaba en cuatro variables sociales. Sin embargo, solo una persona de cada perfil participaba en el taller y las entrevistas por lo que esto es una limitación del estudio y como desarrollos futuros se propone repetir el taller con una muestra más amplia para ver si se llega a la misma conclusión de que sí, la autorreparación sí que es una solución real para extender la vida útil de los productos.

Agradecimientos

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación de la Generalitat Valenciana (GV/2020/172 y ACIF/2020/334).

Referencias

- De Fazio, F., Bakker, C., Flipsen, B., Balkenende, R., 2021. The Disassembly Map: A new method to enhance design for product repairability. *J. Clean. Prod.* 320, 128552. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128552>
- Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.
- European Commission, 2022. COM (2021) 645 - Making Europe stronger together. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.
- European Commission, 2020. COM(2020) 98 final - Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe.
- European Commission, 2014. Flash Eurobarometer 388 - Attitudes of Europeans towards resource efficiency, European Commission.
- Hielscher, S., Jaeger-Erben, M., 2021. From quick fixes to repair projects: Insights from a citizen science project. *J. Clean. Prod.* 278, 123875. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123875>
- iFixit, 2022. iFixit: The Free Repair Manual [WWW Document]. URL <https://es.ifixit.com/> (accessed 4.7.22).
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Nazlı, T., 2021. Repair motivation and barriers model: Investigating user perspectives related to product repair towards a circular economy. *J. Clean. Prod.* 289, 125644. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125644>
- Pérez-Belis, V., Braulio-Gonzalo, M., Juan, P., Bovea, M.D., 2017. Consumer attitude towards the repair and the second-hand purchase of small household electrical and electronic equipment. A Spanish case study. *J. Clean. Prod.* 158, 261–275. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.143>
- Pozo Arcos, B., Dangal, S., Bakker, C., Faludi, J., Balkenende, R., 2021. Faults in consumer products are difficult to diagnose, and design is to blame: A user observation study. *J. Clean. Prod.* 319, 128741. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128741>
- Sandez, S., Pérez-Belis, V., Ibáñez-Forés, V., Juan, P., Bovea, M.D., 2023. Consumer practices regarding the purchase, use, willingness to repair and disposal of small electric and electronic equipment. A Spanish survey on kettles. *J. Ind. Ecol.*

SESIÓN S7-3

VERTEDEROS II

OTRAS FORMAS DE VALORIZACIÓN II



PREVISIÓN DE LIXIVIADOS EN UN VERTEDERO DE LA AMAZONIA

Reyes Flores, Carlos Armando^{1,3*}; Cavalcanti da Cunha, Alan^{1,2}; López Martínez, Ana³; Lobo García de Cortázar, Amaya³

¹Programa de posgrado en Biodiversidad Tropical, Universidade Federal do Amapá, Brasil

²Departamento de Ingeniería Civil, Universidade Federal do Amapá, Brasil

³Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España

[*reyesca@unican.es](mailto:reyesca@unican.es)

Resumen

La producción y disposición de los residuos sólidos aún es un tema complejo y no solucionado en países en desarrollo, donde la producción per-cápita de residuos aumenta con el crecimiento poblacional. Ello sumado a la falta de recolección selectiva, aumenta las cantidades de residuos depositados en vertederos, generando lixiviado con elevada contaminación. En la Amazonía existen lluvias extremas debido a fenómenos como los de El Niño y La Niña, que pueden originar un impacto de los lixiviados sobre el entorno. El objetivo del estudio fue modelizar la variación temporal de los lixiviados producidos en un vertedero del estado de Amapá, Brasil. La modelización fue realizada a través de la herramienta MODUELO utilizando los datos disponibles del vertedero. Además, se realizó para tres escenarios de operación diferente, donde se encontraron diferencias significativas en la producción de lixiviados a lo largo del tiempo. Se concluye que las cantidades de lixiviado están influenciadas por la gestión residuos e impermeabilización de la cobertura. Además, se estima un aumento de lixiviados en épocas de alta pluviosidad que podría provocar desbordamientos que a su vez pueden impactar en la composición fisicoquímica del ecosistema y la población. El modelado realizado puede ser útil como ejemplo para evaluar opciones de operación de vertederos utilizando MODUELO con datos limitados.

Palabras clave: software; contaminación; residuos urbanos; balance hidrológico; relleno sanitario

1. Introducción

En el mundo los residuos sólidos han sido dispuestos en botaderos (mayor del 90% del volumen mundial), especialmente, en países en desarrollo, lo que implica la generación de impactos potenciales al ambiente y la salud de la población (Singh, 2019). En la región norte de Brasil la generación per cápita creció en 40,9 kg/año (2010-2020) (ABRELPE, 2021). En 2018 se identificaron 247 botaderos, 110 rellenos controlados y 93 vertederos (Ministerio do Meio Ambiente – MMA, 2020).

La región norte de Brasil (3.850.593,104 km², con 17.834.762 hab.), ubicada dentro del territorio Amazónico presenta pocos lugares de disposición adecuada (Flores et al., 2022). En 2022, el 63,4% del volumen total de residuos sólidos urbanos (RSU) generados en la región norte fue depositada inadecuadamente (ABRELPE, 2022). En estos sitios de disposición (botaderos y rellenos controlados) no se controlan los niveles de contaminación producidos (emisiones y/o lixiviados), originando problemas asociados en el entorno. Las emisiones, impactan en la calidad del aire (Themelis y Ulloa, 2007), los lixiviados en el suelo y cuerpos hídricos. Asociados a estos puede existir la propagación de vectores patógenos (insectos, animales menores, bacterias, etc). Todo ello, puede impactar a la biota terrestre y acuática (Merlos Zamora, 2011) e incluso originar enfermedades (Viegas et al., 2021).

En el proceso de descomposición microbiológica de residuos, el principal contaminante originado es el lixiviado por lo que, si este no es controlado gestionando la escorrentía y la infiltración adecuadamente, puede desplazarse hasta llegar en un cuerpo hídrico (Flores et al., 2022). La materia orgánica, en lugares que no existe una recolección selectiva, se deposita junto a los demás tipos de residuos, ocasionando un aumento en las concentraciones de los contaminantes del lixiviado, sobrepasando la capacidad del medio. Por otro lado, es posible una afectación mayor en ecosistemas frágiles con altas precipitaciones, un claro ejemplo, la Amazonia (Reyes Flores et al., 2023).

En el estado de Amapá (estado del norte de Brasil), los municipios de Macapá, Mazagão y Santana (3 de 16 municipios) disponen sus RSU en el vertedero de Macapá (VM). El VM sería considerado como área de riesgo considerable, porque los lixiviados pueden afectar la calidad del agua de su entorno (desde arroyos cercanos hasta el río Matapí, afluente del río Amazonas). Se presume que la intensidad de lluvia local está asociada con meso-marés (Felix et al., 2021; Souza et al., 2021) agravantes de forma significativa en la variabilidad de las descargas de efluentes.

Uno de los puntos críticos, es la cantidad de lixiviado producido que puede ser dispuesto en el suelo e impactar la calidad del agua del entorno del VM. Para lo cual, se ve la necesidad de evaluar la variación temporal de los lixiviados producidos en el VM, a través de la modelización (MODELO) considerando la variación de múltiples factores que influyen en su generación. Estudios de modelaje de los diferentes procesos que ocurren en vertedero son prácticamente inexistentes, en la Amazonia. Por tanto, se deberían realizar modelos que se puedan alimentar con datos de estudios experimentales adaptados a ellas para prever posibles fallos e impactos durante sus diferentes etapas de vida del vertedero.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El vertedero tiene una superficie de 54.741 m² e inició su operación en 2013. Está ubicado en las coordenadas geográficas (X: 484570,9 - Y: 16809,2), en la margen izquierda de la carretera BR-210, ruta Macapá-Oiapoque, en el km 14, desde la confluencia de esta carretera con la AP-070-AP (Figura 1). El vertedero está a una distancia de 3,5 km del río Matapí. Su límite sur está a 13 km de la pista del Aeropuerto Internacional de Macapá, a 20 km del centro urbano de la capital del estado de Amapá (Municipio de Macapá) y a 4,7 km del arroyo Jandiá.

La temporada de lluvias comienza en diciembre, aumentando lentamente hasta la precipitación máxima durante los meses de marzo a abril (Costa et al., 2013; Moreira et al., 2021), con una precipitación de 2.400 mm en un año promedio (Reyes Flores et al., 2023). Lucas et al. (2010) mencionan que en la Amazonía oriental hay dos períodos climáticos característicos en un año típico, la temporada de lluvias (de diciembre a mayo) y la de sequía (entre septiembre y noviembre). Los demás meses se consideran como transición (Oliveira and Cunha, 2014; Reyes Flores et al., 2023).

El vertedero está conformado por 6 celdas, explotadas sucesivamente, en las que se ha depositado una cierta cantidad de residuo (Tabla 1). El material vertido es compactado, tapado con una cobertura diaria y, en época de lluvia, recubierto con geomembrana de polietileno temporal. Actualmente, las celdas C01 al C05 cuentan con cobertura final, mientras que la celda C06 es parte de una expansión del VM y está siendo explotada. El VM presenta un sistema de impermeabilización de base, con arcilla, geomembrana y geotextil, no obstante, se desconoce las características de cómo están dispuestas en el terreno.

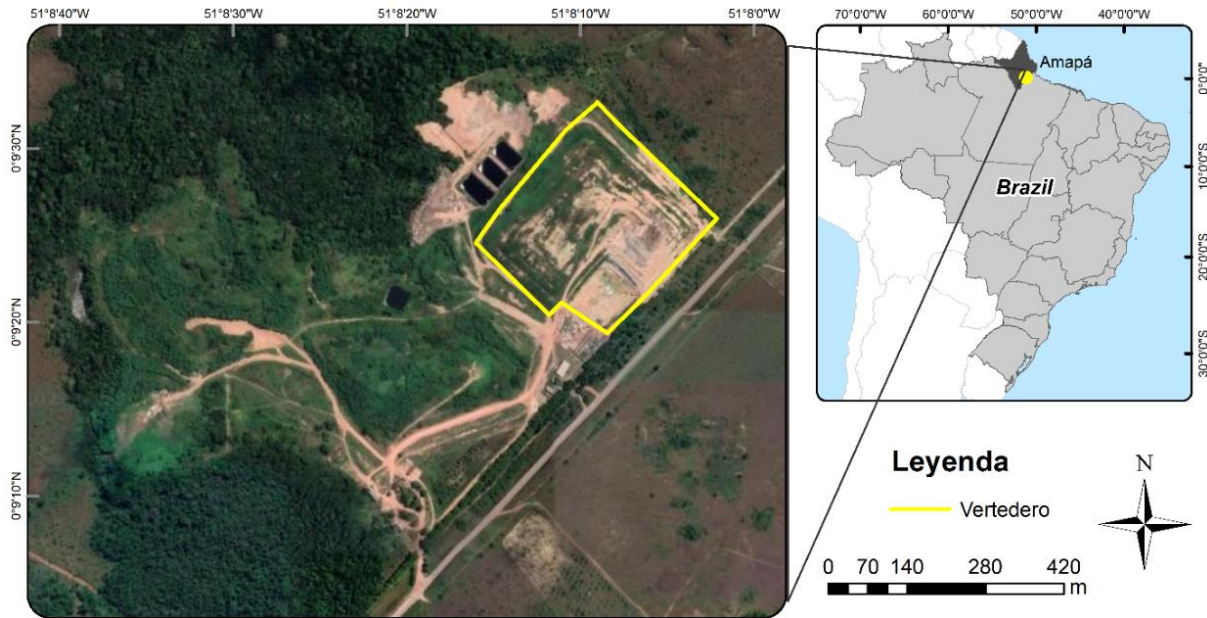


Figura 1. Área de estudio - Vertedero de Macapá.

Tabla 1. Informaciones de las celdas del VM. *En explotación

Celdas	Inicio	Final	Meses	Residuos acumulados (Ton)
C01	20-ene.-13	31-dic.-13	12	83.824,91
C02	1-ene.-14	30-jun.-15	18	158.606,38
C03	1-jul.-15	30-abr.-17	22	188.351,62
C04	1-may.-17	31-mar.-19	23	213.664,04
C05	1-abr.-19	24-feb.-21	23	205.454,11
C06*	25-feb.-21	31-mar.-22	14	116.531,60

La recolección de lixiviados se realiza mediante un sistema de espina de pez instalado en cada celda. Las tuberías que salen de cada celda están conectadas por un canal de pasaje hacia la tubería que sale de la C01, a partir de ahí sale una tubería general hacia las balsas de almacenamiento (03). En este último flujo se tiene instalado un canal Parshall para la medición del caudal de lixiviado con una regla, aunque se desconoce la forma de toma y registro de estas mediciones.

2.2 Recolección de datos

Los datos utilizados fueron recopilados del proyecto inicial para implantación/operación del vertedero (2008), del estudio hidrológico (2018) y de los informes de monitoreamiento (01/2013 - 03/2022) del propio vertedero. El primer y segundo documento sirvieron para determinar la configuración del vertedero. Mientras que los datos de precipitación, caudal de lixiviado y residuos depositados se obtuvieron de los informes trimestrales de monitoreamiento, que contienen datos mensuales.

Para los datos secundarios se utilizaron datos de fuentes bibliográficas. Entre estos se pueden destacar datos diarios sobre la meteorología (humedad relativa, temperatura, viento, insolación y precipitación) obtenidos de Prediction of Worldwide Energy Resource (POWER), Data Access Viewer Enhanced (DAVE) versión 2.0.5, proyecto financiado a través del Programa de Ciencias Aplicadas/Ciencias de la Tierra de la NASA, y de la estación nº 82098 (Fazendinha) del Instituto Nacional de Meteorología de Brasil (INMET). Para completar los datos meteorológicos faltantes se utilizaron los datos de la NASA ponderados según su relación con los datos del INMET. La evapotranspiración fue tomada del estudio de Reyes Flores et al. (2023).

2.3 Procesamiento de datos

Se realizaron cálculos para un balance hidrológico. Para ello, se consideraron como entradas la precipitación y el agua que contenía el residuo y como salidas los lixiviados y la evapotranspiración. Esto como medida de comprobar con los resultados de MODUELO.

2.4 Aplicación en MODUELO

El software MODUELO (Cuartas et al., 2018), es un modelo para la simulación dinámica de vertederos de residuos municipales, creado por el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. La metodología del proceso de modelado y simulación se dividió en tres etapas: configuración del modelo base, definición de escenarios, simulación.

En primer lugar, se construyó el modelo base a partir de la información del vertedero. La altura de la capa de residuos utilizada fue de 6 m, con una densidad del residuo de $0,74 \text{ kg/m}^3$, un espesor de cobertura intermedia de 0,30 m y de cobertura final de 0,80 m. La instalación real fue representada en el modelo base, siguiendo el periodo de instalación de cada una de las 6 celdas. Así, como los sistemas de drenaje para cada una. El modelo esta representado por 2331 celdas (dimensiones de celda: 6 m de espesor con una superficie de 10 x 10 m), siendo 808 con cobertura final.

En segundo lugar, se definieron los escenarios representativos. Por un lado, se construyó el modelo meteorológico a partir de los datos diarios de la estación meteorológica de Fazendinha con una serie histórica de 50 años (Moreira et al., 2021; Reyes Flores et al., 2023a). Y por otro, se completó el modelo de generación de residuos con datos del estudio de composición gravimétrica del municipio de Macapá (PMM/SEMUR, 2012) para el periodo de 20/01/2013 al 31/03/2022 (periodo del presente estudio).

Por último, se realizaron tres simulaciones (Tabla 2) combinando los escenarios del segundo paso a partir del modelo de base. Una variación del modelo en la simulación implica un cambio en el valor en las características hidrológicas asignadas a las celdas del VM, que fueron considerados como escenarios, Es1, Es2 y Es3 (Tabla 3). Se definió como parámetro de control el lixiviado generado por MODUELO y, para evaluar su variación fue comparado con los datos mostrados en los informes de monitoreo.

Tabla 2. Configuraciones de las simulaciones.

Características de las simulaciones	Simulaciones		
	Es1	Es2	Es3
Tipos de celda	Res_1 + Cobertura final	Res_1 + Res_2 + Cobertura final	Res_1 + Res_2 + Cobertura final
Variación de las características del Residuo			
Humedad residual inicial (% peso húmedo)	13	13	15
Capacidad de campo inicial (% peso húmedo)	30	30	30
Humedad de saturación inicial (% peso húmedo)	67	67	60

Tabla 3. Características hidrológicas asignadas a las celdas.

Características de las celdas	Tipo de celda			Referencias
	Res_1	Res_2	Cobertura Final	
Características del Residuo				
Permeabilidad vertical inicial (m/s)	0.00001	0.00001	0.00001	(Koda and Zakowicz S, 1999)
Permeabilidad horizontal inicial (m/s)	0.00001	0.00001	0.00001	(Koda and Zakowicz S, 1999)
Características de la cobertura				
Espesor de cobertura (m)	0.30	0.30	0.80	Dato de explotación
Humedad inicial (% peso húmedo)	20	20	20	(Schroeder et al., 1994)
Densidad inicial (kg/m ³ peso húmedo)	1800	1800	1800	(Schroeder et al., 1994)
Humedad residual inicial (% peso húmedo)	8	8	8	(Schroeder et al., 1994)
Capacidad de campo inicial (% peso húmedo)	22	22	22	(Schroeder et al., 1994)
Humedad de saturación inicial (% peso húmedo)	25	25	25	(Schroeder et al., 1994)
Permeabilidad vertical inicial (m/s)	0.0000001	0.0000001	0.0000001	(Schroeder et al., 1994)
Modelo de infiltración superficial				
Velocidad de infiltración mínimo (mm/h)	1.27	0	1.27	(Huber and Dickinson, 1988)
Velocidad de infiltración máxima (mm/h)	25.4	0	25.4	(Huber and Dickinson, 1988)
Parámetro de Horton (1/h)	4.14	4.14	4.14	(Huber and Dickinson, 1988)
Modelo de evapotranspiración				
Profundidad de evaporación (m)	0.10	0	0.10	(Schroeder et al., 1994)
Punto de marchitez (% de humedad residual)	100	100	100	(Schroeder et al., 1994)
Modelo de escorrentía superficial				
Máxima acumulación superficial (m)	0.010	0.010	0.010	(Huber and Dickinson 1988)
Modelo de flujo preferencial				
Fracción de volumen afectado por canales preferenciales (%)	10	10	10	(Rosqvist and Destouni, 2000)
Factor de permeabilidad del material en la zona canalizada	100	100	100	(Rosqvist and Destouni, 2000)

3. Resultados

La Figura 2 muestra la distribución del flujo diario de lixiviados simulados en comparación con el medido durante el período de estudio. Se observan variaciones a lo largo de todo el periodo de simulación, aunque la mayor variación se da en 2019. El volumen de lixiviado generado va aumentando durante los primeros años a medida que se amplía la superficie activa (cuando se abren las celdas).

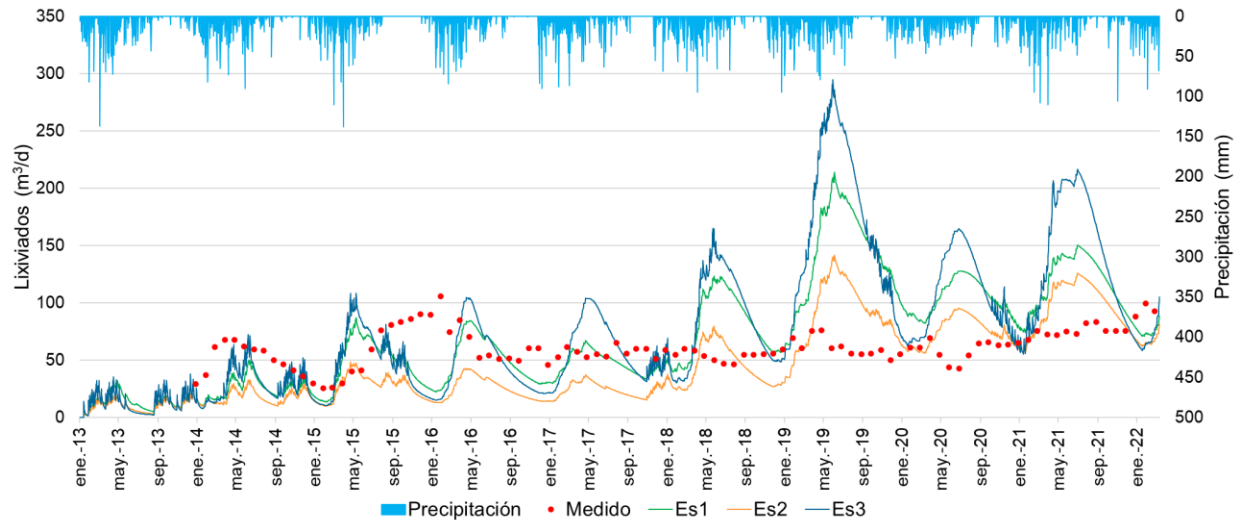


Figura 2. Comparación de volúmenes diarios de lixiviado informado entre simulados

La Tabla 4 presenta el lixiviado acumulado desde enero/2013 hasta marzo/2022 de las simulaciones en comparación con el lixiviado medido de enero/2014 hasta marzo/2022 en el VM. El lixiviado informado aumenta suavemente con ligeras variaciones, mientras que los simulados presentaron varias discontinuidades. Los lixiviados alcanzaron en marzo/2022, 182.182 m³ (medido), 228.435 m³ (Es1), 150.908 m³ (Es2) y 254.510 m³ (Es3). Los escenarios Es1 y Es3, sobrepasan en abril/2019 al lixiviado medido, mientras que el Es2 se encuentra debajo de lo informado. El Es2 presentó los menores valores en comparación a los demás escenarios y el Es3 presentó los mayores valores.

Tabla 4. Comparación del volumen acumulado de lixiviado medido entre simulados (m³)

Medido	Es1	Es2	Es3
182.182	228.435	150.908	254.510

4. Discusión

MODUELO es capaz de simular el balance hidrológico de una forma tridimensional (De Cortázar et al., 2002; Lobo and Tejero, 2007), por lo que, al sufrir una serie ajustes en algunos parámetros, se ven reflejados en la producción de lixiviados. Esto ha ocurrido con la simulación de los diferentes escenarios considerados.

El Es2 está construido con dos tipos de celda de residuo de las que una de ellas no tiene infiltración (Res_2). Se definió este tipo de celda porque en los periodos lluviosos, el residuo se cubre con una geomembrana (impermeabilización de cobertura 0) con lo que, de esta forma se favorece una disminución en la producción de lixiviados para esos meses. Esto concuerda con el estudio de Yang et al. (2015) en el que se observó que la producción de lixiviados disminuía cuando se colocaba una geomembrana. Si se compara el Es2 con el Es1, que cuenta únicamente con un tipo de celda de residuo con permeabilidad, se ve que la producción de lixiviados fue mayor para el periodo analizado.

Partiendo del Es2, se realizó una modificación más en el modelo, cambiando las características del residuo resultando el Es3. Al reducir la diferencia entre la humedad residual y la de saturación inicial del residuo, podría producirse por una mayor compactación y por tanto un aumento en la producción de lixiviados.

La generación de lixiviado está influida por la precipitación local para cualquiera de los escenarios. El aumento de la producción de lixiviado en MODUELO se debe principalmente a la aportación de la precipitación en época lluviosa ya que, en la época seca, donde la precipitación es menor, no existe mucha variación entre los escenarios simulados.

En los primeros años de simulación, hasta 2017 aproximadamente el lixiviado medido fue mayor que el lixiviado simulado. Esta diferencia puede estar ocasionada por 3 posibles factores, en primer lugar, por la entrada de agua de lluvia durante el comienzo de la explotación de las celdas, en segundo lugar, por acumulación de lluvia en el interior de las mismas y por último por la entrada de agua (subterránea y/o superficial) exterior a las celdas.

Los resultados obtenidos en los escenarios simulados siguen una tendencia similar entre ellos, pero no la misma que lo medido. Esto puede ser debido a los datos de calibración ya que los datos presentados en los informes de monitoreo eran la media mensual del caudal de lixiviado y/o a la incertidumbre que se tiene sobre el proceso de medición y registro de los datos. Todo esto dificulta realizar una calibración adecuada.

5. Conclusiones

En este trabajo se ha creado un modelo que permite estimar el lixiviado generado en un vertedero de la Amazonia, a pesar de la incertidumbre en la información disponible. Aquí se presentan los resultados obtenidos a partir de la modelización preliminar con el software MODULO. El modelo desarrollado se intentará mejorar en el futuro, cuando se cuente con mejor información sobre la instalación, y se completará con los datos disponibles sobre la contaminación del lixiviado. El objetivo es avanzar hacia la creación de un gemelo digital que permita evaluar el efecto de distintas alternativas sin necesidad de ensayarlas en campo.

El caso en estudio a partir del contraste en el Es1 y Es2, evidencia que la utilización de una cobertura impermeable (recubrimiento con geomembrana) en meses de lluvia es una importante medida de reducción en la producción de lixiviados. Esta medida puede ser considerada como ejemplo en la explotación de vertederos en la Amazonia donde se producen episodios extremos de precipitación. Además, se evidencia una sensibilidad del modelo por la capacidad de retención de agua en el residuo (Es3).

En cualquier caso, el modelo estima una variabilidad notable de los caudales de lixiviado en comparación con los datos medidos. Según los resultados de simulación, en épocas de altas precipitaciones la producción de lixiviados aumenta, y esto podría causar impactos asociados con la precipitación (como desbordamientos), afectando la composición fisicoquímica de los ecosistemas en el entorno y, a la población cercana (olores).

Referencias

- ABRELPE, 2022. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.
- ABRELPE, 2021. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2021. São Paulo - SP.
- Costa, A.C.L., Silva, J.A.J., Cunha, A.C., Feitosa, J.R.P., Portela, B.T.T., Silva, G.G.C., Costa, R.F., 2013. Thermal comfort indices and their seasonal variations in cities of different sizes in the Amazon Region. *Revista Brasileira de Geografia Física* 6, 478–487. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v6.3.p478-487>
- De Cortázar, A.L.G., Lantarón, J.H., Fernández, O.M., Monzón, I.T., Lamia, M.F., 2002. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy* 20, 198–210. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000211>
- Felix, J.D.C.N., Souza, L.J. de A., Abreu, C.H.M. de, Bárbara, V.F., Cunha, H.F.A., Dias, M.T., Cunha, A.C. da, 2021. Impactos hidroclimáticos de curto prazo no padrão hidrodinâmico de Rio de Estuário Amazônico, Amapá (AP), Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* 12, 161–179. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0014>
- Flores, C.A.R., da Cunha, A.C., Cunha, H.F.A., 2022. Solid waste generation indicators, per capita, in Amazonian countries. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 33138–33151. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18509-3>

- Huber, W., Dickinson, R., 1988. Storm-Water Management Model, Version 4. Part a: user's manual. United States.
- Koda, E., Zakowicz S, 1999. Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill, in: International Congress; 3rd, Vol 1; Landfill for Solid and Liquid Wastes. Lisbon.
- Lobo, A.G. de C., Tejero, I.M., 2007. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. *Environmental Modelling and Software* 22, 59–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.11.003>
- Lucas, E.W.M., Barreto, N.J.C., Cunha, A.C., 2010. Variabilidade hidrológica da Bacia do Rio Jari (AP): estudo de caso do ano 2000, in: Tempo, Clima e Recursos Hídricos: Resultados Do Projeto REMETAP No Estado Do Amapá. IEPA, Macapá, pp. 119–134.
- Merlos Zamora, R.J., 2011. Descripción de la Evolución Hidrogeoquímica y de Calidad del Agua de los Acuíferos de la Subcuenca del Río Metayate.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2020. Plano nacional de resíduos sólidos. Brasil.
- Moreira, P.H.O., Cunha, A.C. da, Costa, A.C.L. da, 2021. Index of Long Term Climate Trends in Urban Area in the Eastern Amazon. *Revista Brasileira de Geografia Física* 14, 3378–3393. <https://doi.org/doi.org/10.26848/rbgf.v14.6.p3372-3387>
- Moreira, P.H.O., Cunha, A.C. da, Júnior, J. de A.S., Costa, A.C.L. da, 2020. Microclimatic variation in urban sites with different levels of vegetable cover as a subsidy to the formation of heat island. *Revista Brasileira de Geografia Física* 13, 3254–3274. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3254-3274>
- Oliveira, B.S.S. de, Cunha, A.C. da, 2014. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. *Revista Ambiente e Agua* 9, 261–275. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- PMM/SEMUR, 2012. Estudo gravimétrico dos resíduos sólidos do município de Macapá. Macapá.
- Reyes Flores, C.A., Ferreira Albuquerque Cunha, H., Cavalcanti da Cunha, A., 2023. Hydrometeorological characterization and estimation of landfill leachate generation in the Eastern Amazon/Brazil. *PeerJ* 11, e14686. <https://doi.org/10.7717/peerj.14686>
- Rosqvist, H., Destouni, G., 2000. Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *J Contam Hydrol* 46, 39–60. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00127-3](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00127-3)
- Schroeder, P.R., Lloyd, C.M., Zappi, P.A., Aziz, N.M., 1994. The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. United States.
- Singh, A., 2019. Managing the uncertainty problems of municipal solid waste disposal. *J Environ Manage* 240, 259–265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.025>
- Souza, L.J. de A., Neto, J. da C.F., Furtado, R.N., Cunha, H.F.A., Tavares-Dias, M., Cunha, A.C. da, 2021. Qualidade da água e hidrodinâmica como parâmetros ambientais na piscicultura de tanques-rede no estuário do Rio Amazonas. *Revista Brasileira de Geografia Física*.
- Themelis, N.J., Ulloa, P.A., 2007. Methane generation in landfills. *Renew Energy* 32, 1243–1257. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.04.020>
- Viegas, C.J.T., Sousa, T.S., Cunha, H.F.A., Cunha, A.C. da, 2021. Sistema de esgotamento sanitário e casos de diarreia em Macapá/AP. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* 12, 303–316. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.002.0028>
- Yang, N., Damgaard, A., Kjeldsen, P., Shao, L.-M., He, P.-J., 2015. Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. *Waste Management* 46, 362–372. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.016>

CIERRE Y SANEAMIENTO DEL SITIO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS “LA RESERVA”; LEÓN, MÉXICO

Olmos Ruíz, Erika^{1*}; Rodríguez Pérez, Jorge¹; Velázquez Delgado, Josué¹; Arrona Manríquez, Jorge²; García Castillo, Cinthya²; Turcott Cervantes, Elizabeth²

¹Universidad Tecnológica de León, México.

²Sistema Integral de Aseo Público de León, México.

*olmosruizerika.1h@gmail.com

Resumen

“La Reserva” fue el antiguo sitio de disposición final de residuos del municipio de León, México, que operó de 1985 hasta el 2001, se estima que tiene aproximadamente 6,000,000 de toneladas confinadas. Han pasado 21 años de la clausura operativa de las instalaciones, sin embargo, no se ha cumplido con su cierre técnico y saneamiento adecuado. En este sentido, y considerando que la normatividad de disposición final de residuos en México es reciente (la primera norma data de 1995 y la segunda de 2003) el municipio ha retomado el proyecto para realizar el cierre y saneamiento apropiado y así proceder a la construcción de un nuevo parque metropolitano, recuperando así parte del valor ambiental y social del sitio.

Para poder llevar a cabo este proceso se tomó de base la metodología establecida por la Hoja de Ruta para el cierre progresivo de los basurales publicado por la Coalición cierre de basurales América Latina y el Caribe, realizando algunas modificaciones de acuerdo con las particularidades del estudio de caso, generando un diagrama resumiendo todas las etapas a realizar. Finalmente, se presentaron los avances basados en la metodología planteada, incluyendo el porcentaje de avance en cada documento o estudio realizado hasta el momento. Finalmente se concluye que si bien, la Hoja de ruta es una excelente línea base de partida para proyectos como este, si se requieren realizar adecuaciones de acuerdo a las características particulares de cada sitio, y se debe contar en todo momento con un grupo multidisciplinario que respalde todas las decisiones tomadas.

Palabras clave: Cierre de basurales; regularización de sitios de disposición final; saneamiento.

1. Introducción

El diseño y construcción de los sitios de disposición final es una actividad continua que finaliza cuando ha llegado a su máxima capacidad, y al momento que sucede esto, se debe llevar a cabo el cierre y monitoreo de estos sitios para garantizar el control de los efectos negativos que puede presentar a futuro.

Por ello, es importante desarrollar planes de cierre y monitoreo ambiental durante el diseño y operación de los sitios, ya que esto ayudará a definir los pasos que hay que adoptar para cerrar el sitio y los elementos de mantenimiento post-clausura establecidos por la normatividad de cada país, siendo el caso de México la NOM-083-SEMARNAT -2003 que contiene las *especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*.

Cuando los planes de cierre y monitoreo se realizan a sitios que fueron manejados como tiraderos a cielo abierto (o basurales), se le debe sumar el saneamiento del sitio puesto que los impactos ambientales no se controlaron desde el inicio de su operación.

Para llevar a cabo el cierre y el saneamiento ambiental de un sitio de disposición final de residuos es necesario la recopilación de toda la información referente al estado del sitio, como: composición de los residuos, análisis de biogás y lixiviados, estudios topográficos, geofísicos e hidrológicos, mecánica de suelos, entre otros. Todo esto con la finalidad de que se reconozca el estado actual y esto a su vez sea una herramienta que nos ayude a identificar lo que tiene y a lo que nos estaríamos enfrentando a lo largo de la ejecución del proyecto, ya que todos los sitios de disposición de residuos, *“son muy diferentes; y cada uno de ellos puede presentar problemáticas distintas que deben ser abordadas de acuerdo con los recursos con los que se cuente y a las condiciones específicas de cada lugar”* (Szantó, 2023).

Actualmente, bajo la dirección del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) se pretende que todos los sitios de disposición final de residuos de Latinoamérica trabajen con su proceso de cierre y saneamiento ambiental, o en su defecto, su transición de tiraderos a cielo abierto hacia rellenos sanitarios. Para ello, en el 2021 fue publicada la línea de base y la hoja de ruta para el cierre progresivo de basurales, que ha sido elaborada en el marco de la Coalición para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el Caribe (de ahora en adelante, mencionada solamente como Coalición), con el apoyo de la Oficina para América Latina y el Caribe del PNUMA, que acoge la Secretaría de la Coalición.

Esta hoja de ruta tiene la finalidad de ser utilizada como guía para las condiciones y pasos a seguir para el cierre progresivo de los basurales, el cual menciona que debe incluir, entre otras cosas: el diagnóstico y la evaluación de la situación actual del basural a sanear; la identificación de alternativas; prioridades y objetivos; la elaboración de un plan de cierre y de gestión post-clausura; el proceso de participación de los actores; y finalmente; la aplicación, supervisión y evaluación.

Como se puede observar, el cierre de los basurales no es una tarea fácil y todavía es preciso superar importantes desafíos. Por lo que, el presente trabajo tiene como objetivo desarrollar una metodología basada en la hoja de ruta del PNUMA y la Coalición, para abordar el saneamiento ambiental del antiguo sitio de disposición final “La Reserva”, ubicado en el municipio de León, en México. Este sitio, operó desde 1985 hasta 2001, ocupando una superficie de 25 hectáreas. Fue operado como un tiradero a cielo abierto durante 16 años recibiendo residuos sólidos urbanos, de manejo especial e incluso peligrosos (provenientes de la industria del curtido y hospitalarios). Este pasivo ambiental que actualmente el municipio está dispuesto abordar, mediante el financiamiento de 3,269,328 USD, también ayudará a consolidar el uso final del sitio, recuperándolo para convertirlo en el parque metropolitano de la ciudad.

2. Metodología

Se diseñó una metodología para llevar a cabo el proceso de cierre y saneamiento para el antiguo sitio de disposición final “La Reserva” basada en la hoja de ruta para el cierre progresivo de basurales en América de Latina y el Caribe (PNUMA y Coalición), así como en la Guía ambiental para el saneamiento y cierre de botaderos a cielo abierto (Ministerio de Medio ambiente, 2002).

Con estas fuentes consultadas, se desarrolló y adaptó el procedimiento en un diagrama, dividido en etapas, de acuerdo con los recursos económicos disponibles, así como los tiempos estimados para la ejecución de las actividades para el sitio “La Reserva”, tomando en cuenta los siguientes puntos:

- Regularización del predio
- Regularización ambiental (trámites de impacto ambiental y cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003)
- Diagnóstico y evaluación del sitio
- Identificación de alternativas
- Desarrollo del documento de plan de cierre y saneamiento ambiental
- Implementación, seguimiento, monitoreo y evaluación ambiental
- Definición del uso final del suelo

- Trabajo transversal y durante todas las etapas del plan de cierre: participación de partes interesadas, inclusión social y consideraciones de género.

Para cada punto antes mencionado, además de la propuesta de metodología mediante un diagrama, se incluyó la descripción de cómo se debe realizar dicha actividad. Finalmente, se resumieron los avances de cada etapa metodológica propuesta para el caso de “La Reserva”. Este proyecto para iniciar gestiones de clausura y todos los estudios comenzó en 2017 y continúa hasta la fecha.

3. Resultados

Se diseñó el siguiente diagrama, estableciendo la metodología para el cierre y saneamiento ambiental en la Reserva (ver figura 1).

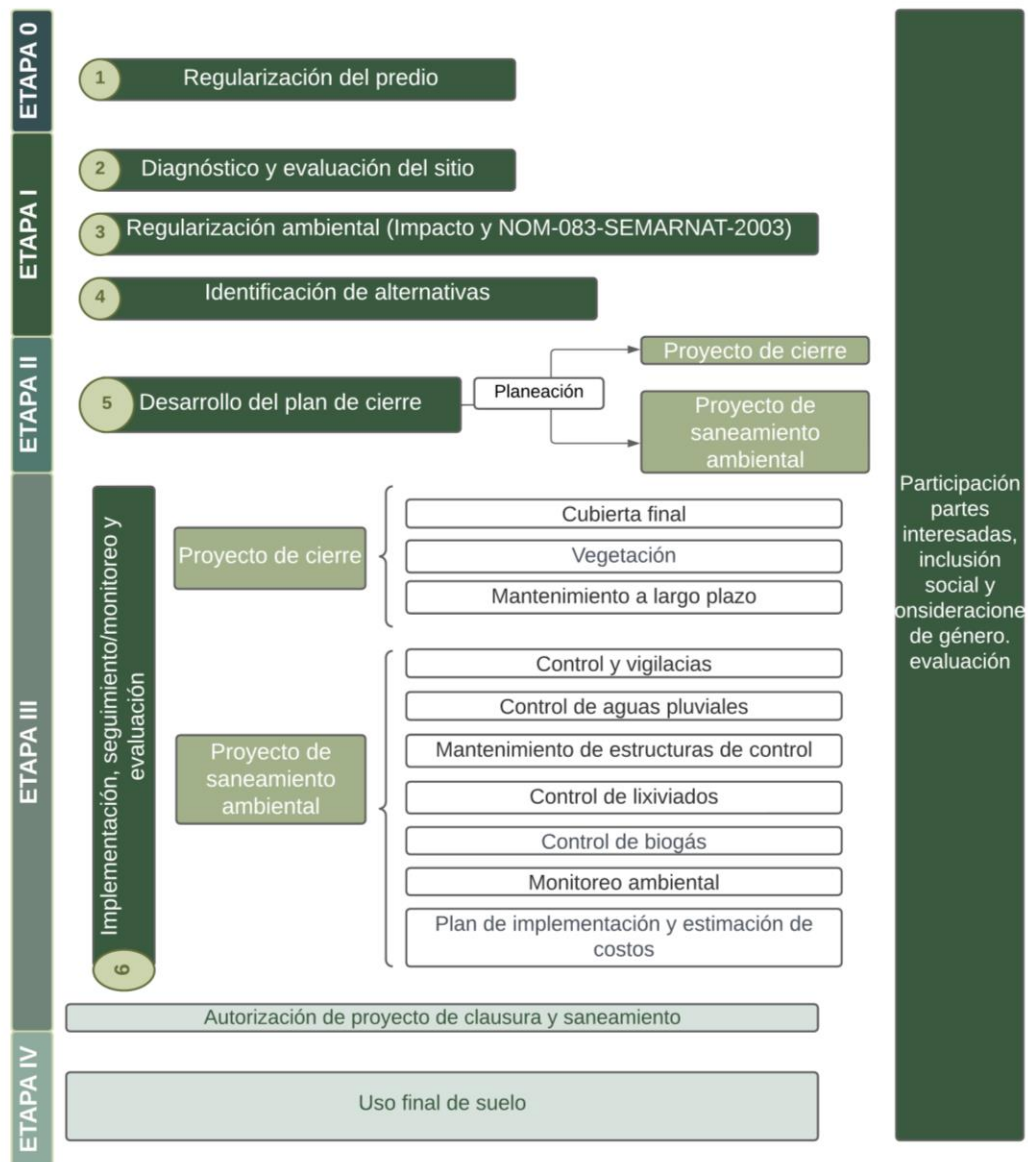


Figura 1. Metodología propuesta para el cierre y saneamiento de “La Reserva”.

A continuación, se describe lo que se debe realizar en cada etapa:

- **Etapla cero. Regularización del sitio.** Se debe identificar en tema de propiedad legal, a quién pertenece el predio donde se ubica el antiguo sitio de disposición final. Esta comprobación debe hacerse por medio de escrituras u otro documento que avale pertenece a municipio, así como los límites exactos. Esta etapa es de suma importancia para la futura gestión del financiamiento del proyecto y para evitar conflictos legales de cualquier índole.
- **Etapla uno.**
 - **Diagnóstico y evaluación del sitio.** Esto hace referencia a toda la información que se necesita recaudar para conocer el contexto actual del sitio, teniendo un conocimiento de los proyectos en los que se ha trabajado, así como los estudios previos que se deben realizar o actualizar para llevar a cabo un proceso de cierre y saneamiento. Para ello se deben registrar todos los estudios y proyectos pasados, incluyendo: año del estudio, responsable de su elaboración, nombre del estudio, una breve descripción, y estatus actual, así como el respaldo en medio digital o físico de lo ha sido elaborado hasta el momento. Esto ayudará tener un control documental de lo que se ha realizado y verificar los estudios que aún sea necesario actualizar o realizar. Así mismo, se debe recabar la siguiente información: ubicación geográfica; información del clima, geológica, geoquímica e hidrológica; caracterización de los residuos sólidos y de las prácticas de disposición final.
 - **Regularización ambiental.** El sitio debe contar con su correspondiente manifestación de Impacto Ambiental (MIA). En la regularización conforme a lo establecido en el punto número 9 de la NORMA Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, menciona que debe incluirse: la cobertura final de cierre, conformación final del sitio, mantenimiento, programa de monitoreo y un uso final del sitio de disposición final.
 - **Identificación de alternativas.** La finalidad de trabajar con este punto es para considerar uno o más de los medios que representan estrategias para dar solución a la problemática que se abordará, siendo esto un paso fundamental en la planificación del plan de cierre y saneamiento ambiental. Ya que al hablar de los vertederos a cielo abierto o rellenos sanitarios que siguen en operación y que están por desarrollar su plan de cierre, una vez que se haya identificado el problema lo que sigue es identificar las alternativas más apropiadas donde cada alternativa conduzcan al resultado deseado. Una vez identificado todas las alternativas que se deben realizar durante el proyecto de cierre o saneamiento ambiental se deben definir las prioridades de cada actividad, considerando la importancia de su ejecución, disponibilidad económica, entre otras. Asimismo, se debe trabajar en establecer las metas para el plan de cierre y saneamiento ambiental.
- **Etapla dos. Desarrollo del Plan de cierre.** Esta etapa es una de las más importantes, donde se planifican las actividades que se deben realizar, ya que esto nos permitirá prevenir problemas que se pudieran presentar a futuro, así como estimar el tiempo necesario para su ejecución considerando su grado importancia, los recursos económicos disponibles, entre otros aspectos. Es por ello por lo que se sugiere realizar un diagrama de Gantt, donde aquí se registren todas las actividades que se pretenden realizar para dar cumplimiento a la metodología establecida. El desarrollo del plan de cierre se planea para el proyecto de cierre y el de saneamiento ambiental.

Para el proyecto de cierre, tomando en cuenta los puntos que se mencionan en la presente metodología (ver figura 1). Se debe considerar lo siguiente;

- **Cubierta final**

Para la cubierta final siendo su función proteger la superficie del sitio, y a su vez minimizando los impactos ambientales, debido a que disminuye la formación de lixiviados y gases. Esta cobertura siendo la capa de material térreo que se coloca sobre la superficie de las plataformas y taludes, debe tomar en cuenta la selección del material; la cantidad, características del material, localización y disponibilidad en volumen.

○ **Vegetación**

Se sugiere realizar un inventario de vegetación existente en el sitio, para así tomar en cuenta cual será la más apropiada.

○ **Mantenimiento a largo plazo**

En el sitio se debe realizar una mejora para el sistema de alumbrado; instalaciones eléctricas; caminos guarniciones y cunetas; oficinas, entrada principal u otro relacionado; y reparación de grietas y hundimientos provocados por la degradación de los residuos y otros daños ocasionados.

Para el proyecto de saneamiento ambiental se deben trabajar con los siguientes puntos;

- Control de vigilancia
 - Casetas de control y vías de acceso
 - Control de incendios
 - Control de aguas pluviales
 - Infraestructura de manejo de aguas pluviales
 - Mantenimiento de estructuras de control
 - La conformación de plataformas cubriendo los lineamientos de cobertura del saneamiento.
 - Control de lixiviados
 - Infraestructura de captación y reinfiltración de lixiviados.
 - Mejora a la infraestructura de tratamiento de lixiviados
 - Control de biogás
- **Etapa tres. Implementación, seguimiento/monitoreo y evaluación.** Una vez finalizado el desarrollo del plan de cierre se dará inicio con las actividades establecidas, sin embargo, aunque estén definidos los tiempos en el diagrama de Gantt estos pueden ser susceptibles a cambios.
 - **Etapa cuatro. Uso final del sitio.** Siendo la última etapa se podrá iniciar cuando esté aprobado por las autoridades competentes; se compruebe que el sitio se encuentra estable y no presenta algún riesgo para los ciudadanos.

Finalmente, de acuerdo a esta metodología propuesta, se resumen los avances en la Tabla 1.

Tabla 1. Resumen de avances para el cierre y saneamiento de “La Reserva” en México.

Etapa		Documentos actuales	Estatus de la etapa (marzo 2023)
Etapa cero. Regularización del sitio.		Escritura a favor del municipio	Terminado (100%)
Etapa uno.	Diagnóstico y evaluación del sitio	Proyecto ejecutivo de clausura	En actualización (50%), los siguientes estudios: <ul style="list-style-type: none"> ● Topográfico ● Geofísico ● Termográfico ● Geotecnia ● Modificaciones a la ingeniería para el cierre ● Formulación de proyectos complementarios y especificaciones de obra
	Regularización ambiental.	Manifiestación de Impacto ambiental autorizada	Terminado (100%)
	Identificación de alternativas	Estudio técnico justificativo para el cierre de La Reserva y su habilitación como espacio público	Terminado (100%)

Etapa	Documentos actuales	Estatus de la etapa (marzo 2023)
Etapa dos. Desarrollo del Plan de cierre	Anteproyecto ejecutivo de construcción y rehabilitación de oficinas y barda perimetral de la planta de tratamiento de lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> Falta finalizar proyecto ejecutivo (40%)
Etapa tres. Implementación, seguimiento/monitoreo y evaluación.	Plan global de saneamiento	En proceso (30%)
Etapa cuatro. Uso final del sitio.	Proyecto arquitectónico y de paisaje para el parque "La Reserva"	Se realizarán ajustes de acuerdo con los resultados de actualización de estudios del proyecto ejecutivo de clausura (80%)

4. Conclusiones

En Latinoamérica, existe una gran necesidad de mitigar los impactos ambientales y sociales que se han ocasionado durante largos periodos de tiempo, debido a la disposición inadecuada de residuos, y ante ello, la Hoja de ruta para el cierre de basurales es la principal herramienta para consolidar proyectos que además puedan cumplir la normatividad aplicable en cada País.

La Reserva, como cualquier tiradero a cielo abierto de residuos tiene características únicas, lo que crea la necesidad de realizar algunas adecuaciones a la metodología planteada por Hoja de Ruta de la ONU, sin embargo, sigue siendo una gran base que se adecua al contexto mexicano.

Es importante mencionar, que también debe integrarse un equipo amplio y multidisciplinario de profesionistas que ayuden a ir construyendo y retroalimentando cada fase del proyecto; y de igual manera, como se menciona en la "etapa cero" de la metodología modificada, la propiedad legal del predio es un tema muy importante previo para poder avanzar en las gestiones requeridas durante todo el proyecto.

Para el caso de estudio, derivado del presente trabajo, se cuenta con una línea base para poder ejecutar el cierre técnico y saneamiento ambiental de La Reserva contemplando el recurso financiero disponible.

Agradecimientos

A la Coalición para el cierre progresivo de basurales, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso y AGCID Chile, por la beca otorgada para el V Curso Internacional de Gestión Sostenible de Residuos Sólidos en América Latina y el Caribe: Cierre, Sellado y reinserción de basurales a cielo abierto.

Referencias

- Coalición cierre de basurales América Latina y el Caribe., Programa para el medio ambiente., 2021. Hoja de ruta para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el caribe.
- Diario Oficial de la Federación, México., 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003: "Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, cierre y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial".
- Ministerio del medio ambiente., 2002. Saneamiento y cierre de botaderos a cielo abierto.
- Tchobanoglous G., Theisen H., y Vigil S., 1994. Clausura de vertederos: McGraw-Hill (Eds.), Gestión integral de residuos sólidos., España, pp. 869-902.
- Szantó., 2023. Entrevista vía zoom. Realizada por personal del Sistema Integral de Aseo Público de León. 20/marzo/2023.

LA DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS EN JALISCO, MÉXICO

Bernache-Pérez, Gerardo^{1*}; Pérez-Rojas Gemma I.¹; Cruz-Barbosa Jorge A.¹; Rico-Sotelo Génesis del R.¹; y Ventura Eduardo¹

¹Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Unidad Regional Occidente, México

[*gerardo.bernache@gmail.com](mailto:gerardo.bernache@gmail.com)

Resumen

Esta investigación enfoca a entender la disposición final de los residuos y un análisis de los lixiviados que se generan. La metodología comprende entrevistas con los responsables de manejo de residuos, visitas técnicas los sitios de disposición final y un muestreo de lixiviados. Los municipios seleccionados son Atotonilco El Alto, Tototlán y Poncitlán que generan 80, 14 y 41 toneladas de residuos sólidos urbanos, respectivamente. El manejo de residuos es básico: recolectar y enterrar los residuos. Los sitios de disposición final son dos sitios no controlados (Poncitlán y Tototlán), mientras que otro de los sitios si opera como un Relleno Sanitario (Atotonilco El Alto). En México no tenemos una normatividad que establezca los criterios y límites permisibles de ciertos componentes contaminantes en los lixiviados. Con la norma de descarga de aguas residuales y con parámetros de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos pudimos identificar niveles altos de cromo y zinc en tres muestras, respectivamente. Sin embargo, si aplicamos la normatividad de la Unión Europea se identifica, además del cromo y el zinc, a el níquel como otro elemento presente en niveles altos. Además, se detectó cadmio y mercurio en montos superiores a los límites máximos permitidos. Aunque este es un estudio con limitaciones por el número de muestras y su representatividad en la región, se aprecia que los sitios de disposición final pueden estar afectando las fuentes de agua en la Cuenca Alta del Río Santiago en Jalisco, México.

Palabras clave: contaminación; cromo, cuenca hídrica; entierro de residuos; lixiviados.

1. Introducción

El estado de Jalisco se ubica en la Región Centro Occidente de México y cuenta con una población de 8,348,151 habitantes (INEGI 2020a) distribuidos en 125 municipios y reporta que en el 2020 la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) era de 8,052 toneladas diarias (INEGI 2020b). El río Santiago es un cauce que cruza los estados de Jalisco y Nayarit "... forma parte de la cuenca hidrológica Lerma-Chapala-Santiago, es el segundo afluente más largo del país ... recorre 475 kilómetros hasta desembocar en el Océano Pacífico" (Gobierno del Estado de Jalisco 2020:5).

El equipo que realiza este proyecto sobre RSU es parte de una investigación más amplia sobre la Cuenca Alta del Río Santiago que se enfoca a entender las fuentes de contaminación industrial, urbana y agropecuaria. En el caso del estudio de RSU, se seleccionó una muestra de tres municipalidades para el estudio de la producción de residuos, disposición final y generación de lixiviados. Se trata de entender mejor los impactos de la disposición final de residuos y la generación de lixiviados en la Cuenca Alta del Río Santiago. Las actividades del proyecto dieron inicio en agosto 2022 y los avances actuales se refieren a la obtención de datos básicos de generación, disposición de residuos, y muestreo de lixiviados para su análisis en laboratorio. Los tres municipios que integran la muestra Tototlán, Poncitlán y Atotonilco el Alto.

El municipio de Atotonilco El Alto tiene una población de 64,009 habitantes. Las tres principales actividades económicas en 2019 eran: industria de la bebida (tequila, entre otras), comercio y servicios, así como la

industria alimentaria, además, en la zona rural, el 77% de la superficie se dedica a la agricultura (INEGI 2020a; IIEGJ 2021:10, 39).

El municipio de Poncitlán cuenta con 53,659 habitantes. En este municipio el 50% del suelo se dedica a la agricultura, mientras que las actividades económicas principales son la industria química, la industria alimentaria y el comercio al por mayor (INEGI 2020a; IIEGJ 2022a:9, 41)

La población de Tototlán es de 23,573 habitantes. En esta localidad las actividades agrícolas ocupan el 74% del suelo en el municipio y tiene como actividades económicas principales son la industria alimentaria, la industria de las bebidas y tabaco, y los servicios de almacenamiento (INEGI 2020a; IIEGJ 2022b:9, 39).

2. Metodología

Para esa investigación se realizaron tres principales actividades. En primer lugar, se realizó una entrevista con cada uno de los Directores de Servicios Públicos municipales para obtener datos de la producción y disposición final de RSU. El equipo llevaba preparada una guía de entrevista con los principales temas en los que requeríamos información. Esta información fue registrada y se elaboró un reporte con los datos obtenidos. En segundo lugar, pedimos autorización al Ayuntamiento para realizar una visita técnica al sitio de disposición final municipal donde se hizo un recorrido de observación y se redactó un breve reporte sobre las condiciones y la operación del sitio. En tercer lugar, se tomaron muestras de lixiviados, la intención era tomar tres muestras diferentes en cada sitio. En Tototlán se ubicó solamente un charco de lixiviados, el sitio de Poncitlán contaba con dos charcos de lixiviados de donde se tomaron muestras. En el Relleno Sanitario de Atotonilco El Alto se tomaron cuatro muestras: de un escurrimiento en el talud del sitio, dos muestras más en la laguna de oxidación y una cuarta muestra en un arroyo que corre en el perímetro del sitio. Las muestras fueron tomadas con un recipiente plástico atado a una pértiga. La muestra fue depositada en un contenedor estéril proporcionado por el laboratorio, a cada contenedor se le adhirió una tarjeta con los datos de la muestra y se conservó en hielo. Al regreso del campo, usando jeringas nuevas cada muestra se transfirió a dos contenedores especiales para su transporte al laboratorio: un vacutainer de 10 ml y un tubo Corning de 50 ml. Estos contenedores fueron sellados y enviados, siempre en cadena de frío, al Laboratorio de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México, que fue la entidad responsable del análisis de los lixiviados y entregar los resultados.

3. Resultados

En la Tabla 1 se muestra la producción de residuos de cada una de las localidades, la producción más alta se encuentra en Atotonilco el Alto con 80 toneladas diarias, un promedio de 1,249 gramos persona, seguida de Poncitlán con 41 toneladas y un promedio de 765 gramos persona. Finalmente, Tototlán con 14 toneladas por día, un promedio por persona de 594 gramos. Las actividades comerciales y de servicios en Atotonilco El Alto inciden en su alta producción de RSU.

Tabla 1. Municipios estudiados, producción de residuos y tipo de disposición final

Municipio	Población (2020)	Generación de Residuos	Destino final
Atotonilco El Alto	64,009	80 ton / día	Relleno Sanitario
Tototlán	23,573	14 ton / día	Vertedero no controlado
Poncitlán	53,659	41 ton / día	Tiradero a cielo abierto

En cuanto a la disposición final, los sitios de Poncitlán y Tototlán están operando de forma irregular sin cumplir con la normatividad ambiental vigente. El sitio de Atotonilco es el que opera como Relleno Sanitario y cumple con la normatividad relativa a la disposición final. En los tres casos se generan lixiviados, el único que cuenta con un sistema de manejo de los mismos es el ayuntamiento de Atotonilco.

3.1 Poncitlán

El sitio de disposición final inició operaciones se encuentra en un predio propiedad del Ejido San Luis del Agua Caliente (en adelante El Ejido). El Ejido le renta el predio al Ayuntamiento de Poncitlán, aunque en realidad el Ejido opera como Consecionario de la disposición final, porque el responsable operativo el sitio lo designa el Ejido. El sitio se ubica en un predio de unas 6 hectáreas que previamente fue un banco de materiales de donde se extraía “balastro”. Los socavones de unos 25 metros de profundidad. Varios predios similares en espacios vecinos se han utilizado para el entierro de residuos desde hace unos 34 años. El último fue un lote contiguo que cerró sus operaciones hace 10 años.

Este sitio se ubica a unos 1.8 kilómetros de distancia del cauce del Río Santiago, aquí se reciben los RSU de tres municipalidades. El mismo Poncitlán y otros dos municipios vecinos: Zapotlán del Rey y Ocotlán que mensualmente disponen un tota de 4,500 toneladas.

Las autoridades del Ejido han designado a un supervisor encargado del lugar. El encargado lleva una bitacora diaria, le rinde informes al Ejido, aunque también tiene un trato y comunicación cotidiana con los funcionarios responsables de manejo de residuos de los municipios que usan el sitio.

Dos problemas en la operación del sitio son la falta de una cobertura en la zona de tiro y los incendios. El encargado reporta que en años pasados tuvieron varios incendios. Antes se tenía otro encargado del sitio por lo que no sabemos si los incendios eran provocados o accidentales. Actualmente el sitio se maneja de mejor manera y se han controlado los incendios. Además prolifera la fauna nociva, principalmente parvadas de un tipo de garza blanca de tamaño mediano y otras aves carroñeras, una jauría de unos 10 perros habita en el lugar.

En este sitio tomamos dos muestras de lixiviados en dos charcos pequeños de unos 5 metros de diámetro y poca profundidad. El primer charco se ubica en una pequeña meseta unos 8 metros abajo de la zona de tiro actual. El segundo charco está en el fondo del socavon a unos 25 metros de profundidad. En ambos casos el lixiviado tenía una consistencia densa, como un atole.

El supervisor encargado el sitio actua como “jefe” de los 70 pepenadores que trabajan en el lugar separando materiales, también es un intermediario ya que compra todos los materiales separados para su posterior comercialización a empresas de la región. En el perimetro del sitio se almacenan al aire libre grandes costales con los materiales que separan: vidrio, cartón, PET, Plástico rígido y metales (chatarra). Los pepenadores son hombres y mujeres jóvenes y adultos que trabajan organizados en grupos familiares. En la Tabla 2, a continuación, se muestran los montos de materiales que separan los pepenadores.

Tabla 2. Poncitlán. Materiales separados por los pepenadores

TIPO DE MATERIAL	MONTOS DIARIOS (toneladas)
PET	4
Cartón	4
Chatarra	1
Vidrio	10
Plástico rígido. colores	1.5
TOTAL	16.5

3.2 Tototlán

El sitio de disposición final se ubica en un predio de 5 hectáreas a unos 100 metros de una carretera regional. El lugar es predio plano con un ligero declive que colinda con una cañada de unos 25 metros de profundidad. De hecho, al compactar la basura que se deposita ahí la maquina la va extendiendo los residuos de tal forma que el entierro va creciendo rellenoando la cañada. El lugar tiene capas de basura compactada que alcanzan

los 30 metros de profundidad. Aquí trabajan dos empleados municipales, uno como responsable del sitio y el otro como operador de maquinaria compactadora.

Aunque en el pasado se tuvo la intención de que el lugar tuviera una operación de relleno sanitario, su manejo actual es precario, se reduce a disponer y compactar los residuos. No se usa algún tipo de material para cobertura de los RSU depositados. El lugar recibe unas 40 toneladas diarias, seis días a la semana. Su operación es de un vertedero no controlado, aunque tiene malla perimetral y control de acceso.

En cuanto a fauna nociva, se observaron algunas aves carroñeras. Pero el problema mayor es el número de perros abandonados en el lugar, se reportan unos 25 animales. Los trabajadores del sitio comentaron que los habitantes de Tototlán acostumbran a llevar a perros que ya no quieren al sitio “porque ahí tienen comida.” Los perros se alimentan de residuos cárnicos y de otros productos que desechan los supermercados, el mercado y el rastro municipal.

El Río Zula que es un tributario del Río Santiago cruza este municipio, aunque su cauce está a unos 20 kilómetros de distancia del sitio, pero el arroyo Los Morales que es tributario del Zula se ubica a menos de dos kilómetros pendiente debajo de este sitio.

Los incendios son comunes, en especial en la temporada de mayor calor hacia el mes de mayo. Tuvieron el incendio más grave hace cuatro años, tuvieron que venir desde la capital del estado varias cuadrillas de bomberos y de Protección Civil. Ellos trabajaron tres días para sofocar el incendio.

En un perímetro del sitio se tiene un espacio de una hectárea reservado para acumular neumáticos usados, por lo que los montones de llantas se almacenan al aire libre con el riesgo de provocar un incendio.

El Director de Aseo Público actual comentó que la administración municipal pasada (2018-2021) recibió recursos financieros del Gobierno Estatal para construir, equipar y operar una planta de separación de materiales. Se puede observar una plancha de concreto de unos 70 x 50 metros, ahí es donde debería estar la nave industrial que albergaría la planta de separación. La administración responsable de ese proyecto solo construyó la plancha de concreto y lo demás no se hizo, el dinero “desapareció.”

En cuanto a los lixiviados, en este sitio solo encontramos un pequeño charco con un metro de diámetro y unos 10 centímetros de profundidad. De aquí se tomó la muestra de lixiviados para su análisis.

En cuanto a pepena de materiales, en este lugar solo hay tres adultos mayores que trabajan pepenando, un empleado municipal se encarga de transportar los materiales separados hasta el lugar de venta. Los montos separados son poco menos de 4 toneladas semanales y se componen de PET, otros plásticos, cartón y metales (chatarra).

3.1 Atotonilco El Alto

El sitio de disposición final es un Relleno Sanitario se ubica en un predio de 10 hectáreas que incluye una parcela sembrada de agave para producción de tequila. El lugar recibe 80 toneladas diarias de residuos, un total de 560 toneladas por semana. Aquí trabajan cinco empleados del ayuntamiento.

La Celda 1 del Relleno se ubica en un espacio de una hectárea. El terreno se preparó con una geomembrana y tiene 10 metros de profundidad. La altura de la montaña de residuos es de unos 25 metros.

En otro espacio contiguo se tiene preparada la Celda 2 que aún no empieza operaciones, ya que el permiso correspondiente está en trámite. Una vez que empiece la operación la segunda celda, se planea unir las dos celdas para que el Relleno tenga una vida útil estimada en 15 años más.

En cuanto a separación de materiales, seis pepenadores adultos trabajan en el sitio. Nos comentaron que en ocasiones se hacen acompañar de sus hijos adolescentes (menores de edad), lo que pudimos constatar el día de la visita. Los materiales separados se los compra el propio Ayuntamiento, quien a su vez los

comercializa con un comprador que viene con su camión a recoger los materiales. En total se separan unas ocho toneladas de materiales reciclables por semana

Los lixiviados se captan en una fosa diseñada para tal fin. Los lixiviados se bombean a la cima de la montaña de residuos y se riega en la superficie. La recirculación de lixiviados se realiza por la tarde y noche usando un sistema de bombeo que opera unas ocho horas por día. Los lixiviados se canalizan a la fosa que tiene unas dimensiones de 25 por 15 metros y dos metros de profundidad. La fosa esta impermeabilizada con geomembrana. En lo que pudimos observar, la geomembrana está en buenas condiciones, no se aprecian fugas de lixiviados. La laguna está circulada por malla ciclónica para evitar el acceso a personas ajenas o animales.

En este sitio se tomaron cuatro muestras de lixiviados: dos de la fosa de lixiviados, una de un escurrimiento en un talud y una cuarta muestra de un arroyo de temporal que cruza el predio a unos metros de la fosa de lixiviados.

3.4 Resultados del análisis de lixiviados

En la Tabla 3 se presentan los resultados del análisis de muestras de lixiviados provenientes de tres sitios de disposición final. Estos son los resultados obtenidos por el Laboratorio de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México. Si tomamos en consideración la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT 2021) sobre descargas de aguas residuales a cuerpos de agua.

En cuanto a cromo total, tres muestras de lixiviados arrojaron montos de este metal que rebasan los límites permitidos por la Norma mencionada que establece 1.0 mg/L como límite máximo. Como se aprecia en la Tabla 3, los casos son el Atotonilco 1 (con 1.2287 mg/L), así como Poncitlán 1 y 2 (con 2.1833 y 7.5826 mg/L).

Tabla 3. Presencia de metales en muestras de lixiviados

Metales	Tototlán 1	Atotonilco 1	Atotonilco 2	Atotonilco 3	Atotonilco 4	Poncitlán 1	Poncitlán 2
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Cromo Total	0.2093	1.2287	0.4274	0.0048	0.4790	2.1833	7.5826
Níquel	0.1955	0.4257	0.1335	0.0146	0.1488	0.3096	1.9662
Cobre	0.1375	0.0259	0.0649	<L.D.	0.0141	0.0493	0.0057
Zinc	0.2705	0.2393	0.0856	0.0391	0.0671	0.5630	0.1117
Arsénico	0.0134	0.0299	0.0090	0.0008	0.0100	0.0583	0.2214
Cadmio	0.0296	0.0015	0.0020	0.0003	0.0118	0.0011	0.0002
Antimonio	0.0289	0.0098	0.0053	0.0003	0.0061	0.0119	0.1492
Bario	0.4737	1.3617	0.3600	0.1650	0.4259	0.2611	0.9298
Plomo	0.0138	0.0175	0.0136	0.0066	0.0082	0.0240	0.0031
Mercurio	0.0009	0.0004	0.0002	<L.D.	0.0001	0.0014	0.0036

Otro metal que llama la atención es el Zinc. En este caso tomamos como referencia los criterios de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) que establece un límite máximo de 0.20 mg/L (EPA 2019). En este caso, tres muestras de lixiviados están por encima del máximo permitido: Tototlán 1, Atotonilco 1 y Poncitlán 1.

Sin embargo, si tomamos como referencia la normatividad Europea que se establece en la *DECISIÓN DEL CONSEJO de 19 de diciembre de 2002 por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CEE* (Consejo Unión Europea 2002), entonces tenemos cinco metales que llaman la atención porque superan los límites permisibles, a saber: cromo total (0.05 mg/L), níquel (0.04 mg/L), zinc (0.04 mg/L), cadmio (0.004 mg/L) y mercurio (0.001 mg/L). Seis de las muestras de lixiviados tomadas (excepto Atotonilco 3 que se tomó del cauce de un arroyo que cruza el predio) arrojan resultados que superan los límites permisibles en cromo total, níquel y zinc. De las siete muestras, dos superan los límites en cadmio (Tototlán 1, y Atotonilco 4). Algo similar sucede con el mercurio donde dos muestras están por encima del límite, en este caso Poncitlán 1 y 2.

4. Discusión

El manejo de residuos sólidos urbanos en tres municipios de Jalisco nos muestra que la principal estrategia de manejo sigue siendo: recolectar, transportar y enterrar los residuos. Lo poco que se separa para reciclaje lo hacen los grupos de pepenadores que trabajan en cada sitio. Ellos separan PET, otros plásticos, cartón, metales/chatarra, y vidrio. Esta separación es mínima, no llega al 3% del total depositado. Además, los ayuntamientos no tienen programas de educación ambiental que promueva el consumo responsable, la separación de residuos y la participación ciudadana en la gestión de los RSU.

Los sitios de disposición final por lo general se operan con muchas carencias y problemas que van desde los presupuestos insuficientes hasta el personal responsable del sitio que no ha sido capacitado y no tienen un perfil técnico como es el caso de Poncitlán y Tototlán. En estos dos casos los sitios no están controlados y su operación tienen un impacto ambiental.

Además, hemos recibido reportes de los actuales responsables de servicios municipales sobre el robo y corrupción de administraciones municipales anteriores que afectan directamente la capacidad e infraestructura que los ayuntamientos. Tal es el caso de Tototlán y Atotonilco El Alto que deberían tener sendas plantas de separación de materiales en operación, pero cuentan con dicha infraestructura porque los recursos fueron malversados.

En relación al manejo de los lixiviados, solo Atotonilco El Alto tiene una estrategia de control y usa el método de recirculación para su tratamiento. En Poncitlán y Tototlán los lixiviados escapan sin mayor control, durante la visita realizada se pudo observar que no se realizan acciones para el control y tratamiento de lixiviados.

La legislación mexicana no contempla una Norma específica para los lixiviados que generan los sitios de disposición final de RSU. Aun tomando como referencia la norma de descarga de aguas residuales a cuerpos de agua (SEMARNAT 2021), solo se puede señalar el cromo total como fuera de norma. Si tomamos la normatividad norteamericana de la EPA, entonces además del cromo total se identifica al zinc como otro metal que está fuera de norma (EPA 2019).

La normatividad de la Unión Europea para lixiviados es más clara y detallada, por lo que si aplicamos los parámetros y límites permisibles establecidos por el Consejo de la Unión Europea (2002) los resultados son muy diferentes. En este caso llama la atención que seis muestras de lixiviados contienen cromo total, níquel y zinc en cantidades que superan la normatividad. Otras dos muestras superan los límites en cadmio y dos más lo superan en mercurio.

En el caso de Atotonilco los lixiviados son controlados y llegan a una fosa, en el cual se contienen y luego se recirculan mediante bombeo en la Celda 1. Por lo que estos lixiviados que pueden concentraciones

superiores a la norma están confinados a su manejo dentro del mismo sitio de disposición final. En la muestra 3 de Atotonilco que se tomó de un arroyo cercano a la fosa de lixiviados, no arroja evidencias de metales por encima de la norma.

En el caso de Tototlán los lixiviados corren pendiente abajo hacia la cañada y en tiempos de lluvias llegan a juntarse con el cauce del Arroyo Los Morales, subsidiario del Rio Zula y parte importante de la Cuenca Alta del Rio Santiago. Por lo que estos lixiviados con altos contenidos de metales no son controlados y se liberan al entorno con lo que se contamina el entorno.

En el caso de Poncitlán, los lixiviados se juntan en charcos al fondo del socavón del antiguo banco de materiales. En estas condiciones se pueden considerar que los lixiviados pueden infiltrarse en el subsuelo y, bajo ciertas condiciones, afectar los mantos freáticos de la zona.

5. Conclusiones

La gestión de los residuos sólidos urbanos de tres municipios estudiados se realiza con la lógica de los antiguos servicios de aseo donde las actividades principales se reducen a la recolección domiciliaria, transporte y el entierro de residuos.

Si bien el municipio de Atotonilco el Alto tiene un sitio que funciona bien bajo los estándares de Relleno Sanitario, el hecho es que el aprovechamiento de residuos es una fracción mínima. En Poncitlán tienen un sitio de disposición final, aunque la separación de residuos que realizan los pepenadores es la mayor en los tres sitios estudiados. En Poncitlán y Tototlán la operación del sitio de disposición final es similar a pesar que el primero está bajo la operación de un supervisor encargado nombrado por un Ejido, mientras que el segundo lo opera el propio ayuntamiento.

La producción de lixiviados está bajo control en Atotonilco donde se capta y se canaliza a la laguna de oxidación y de ahí a la recirculación. La muestra que se tomó en un escurrimiento cerca de la zona de tiro, es la excepción con un nivel de cromo que sobrepasa el límite que establece la norma. En cambio, las otras dos muestras tomadas de la laguna de oxidación tienen números que se ubican dentro de norma. En Poncitlán tenemos niveles altos de cromo y zinc, así como números altos en la producción de hierro y manganeso. Por último, en Tototlán tenemos un nivel alto de zinc, lo mismo que en una muestra de Poncitlán y en el escurrimiento referido de Atotonilco.

Los lixiviados pueden estarse filtrando al subsuelo en Poncitlán, o escurrir ladera abajo hasta llegar al Arroyo Los Morales en Tototlán. Se requiere un estudio más amplio con tomas de series de muestras en diferentes épocas del año para confirmar si los hallazgos aquí presentados. Además, es importante conducir un análisis más detallado del impacto en el medio ambiente y en las fuentes de agua de cada uno de los metales que están fuera de norma. También es muy relevante entender los riesgos que puede presentar lixiviado un lixiviado no controlado que contiene una combinación de metales en cantidades superiores a los límites permisibles, tales como cromo total, níquel, zinc, cadmio y mercurio.

Los sitios de disposición final de RSU en los municipios del estado de Jalisco son, en su mayoría, sitios no controlados que no cumplen con los criterios de construcción y operación de un Relleno Sanitario. En el estudio se observa que los lixiviados que se generan se escapan del lugar por lo que pueden afectar cauces superficiales y mantos freáticos. Esto es particularmente cierto en los 15 municipios que forman parte de la Cuenca Alta del Rio Santiago en el estado de Jalisco.

Se requiere realizar una investigación más amplia y a lo largo de un ciclo anual para poder determinar mejor el alcance y el impacto de la generación de lixiviados en sitios de disposición final, su recorrido y el riesgo de contaminación de fuentes de agua en la región de la Cuenca Alta del Río Santiago.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por su apoyo para realizar la investigación con el financiamiento del proyecto PRONAI 318965 titulado “Incidencia para la regeneración ecohidrológica y la reapropiación comunitaria de la Cuenca Alta del Río Grande de Santiago.”

Referencias

- Consejo de la Unión Europea (2002) DECISIÓN DEL CONSEJO de 19 de diciembre de 2002 por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CEE. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2003-80049> (acceso 2/05/2023).
- EPA (Environmental Protection Agency) (2019) EPA effluent limitations guidelines and standards (EGL) database – Metals. Archivo Excel. Washington, D.C. <https://www.federalregister.gov/documents/2023/01/31/2023-01413/effluent-guidelines-program-plan-15> (acceso 13/02/2023).
- Gobierno del Estado de Jalisco (2020) “Revive el Río Santiago. Una estrategia para su recuperación”. <https://www.jalisco.gob.mx/es/gobierno/comunicados/revive-el-rio-santiago-con-la-estrategia-integral-para-su-recuperacion> (acceso 22/02/2023).
- IIEGJ (Instituto de Información Estadística y Geografía de Jalisco) (2021) Atotonilco El Alto. Diagnóstico del Municipio. Agosto 2021. Gobierno del Estado de Jalisco, Zapopan.
- IIEGJ (Instituto de Información Estadística y Geografía de Jalisco) (2022a) Poncitlán. Diagnóstico del Municipio. Agosto 2022. Gobierno del Estado de Jalisco, Zapopan.
- IIEGJ (Instituto de Información Estadística y Geografía de Jalisco) (2022b) Tototlán. Diagnóstico del Municipio. Agosto 2022. Gobierno del Estado de Jalisco, Zapopan.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2020a) Población. Jalisco. <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/jal/poblacion/> (acceso 13/03/2023).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (2020b) Territorio. Basura. <https://cuentame.inegi.org.mx/territorio/ambiente/basura.aspx?tema=T> (acceso 13/03/2023).
- SEMARNAT (2021) NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Norma Oficial Mexicana. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de marzo del 2022. Ciudad de México.

EMISION VOLÁTILES EN VITRIFICACION DE LABORATORIO CON CENIZAS VOLANTES Y OTROS RESIDUOS

Almendo-Candel, M. Belén¹; Callejas, Pio¹; Jordán, Manuel M.¹; Montealegre, M. Ángeles²; Rincón, Jesús Ma.^{1*}

¹Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, España

²Ikerdune A.I.E.-Grupo Inzu, Elgoibar- Guipúzcoa, España

* rinconjma@gmail.com

Resumen

Desde hace décadas se viene realizando numerosas investigaciones sobre la vitrificación de mezclas de todo tipo de residuos industriales y de manera preferente de cenizas volantes, tanto de centrales térmicas como de incineradoras de residuos municipales. Aunque ha quedado demostrado en las pasadas décadas la posibilidad de formular vidrios a partir de todo tipo de cenizas volantes, en todas estas investigaciones apenas se ha dedicado atención a las emisiones de componentes volátiles que se producen en estos procesos de vitrificación a elevadas temperaturas. Por tanto, después de revisar el tipo de volatilizaciones que pueden tener lugar, se ha realizado la caracterización de los gases que se emiten en la vitrificación de unas cenizas volantes y otros residuos en un horno de laboratorio. Para ello, se han analizado los gases Cl₂ y SO₂ emitidos con las técnicas de ATD-TG-FTIR, además de las pérdidas de H₂O y CO₂. Se han medido también las volatilizaciones directamente en la boca del horno usando jeringas de cromatografía de gases. La posible emisión de dioxinas ha sido igualmente analizada. Este tipo de resultados permitirían estimar estas volatilizaciones al llevar a nivel industrial las vitrificaciones de ciertos tipos de residuos industriales, aunque este tipo de estudios requeriría una evaluación previa a nivel de planta piloto.

Palabras clave: residuos industriales; cenizas volantes; vitrificación; volatilizaciones; emisión gases

1. Introducción

Los procesos de vitrificación de residuos industriales, fundamentalmente los de tipo inorgánico, han tenido desde finales del siglo pasado y en estas dos décadas una relevancia especial en la literatura tanto científica (Rincón et al., 1999) como tecnológica (Hernández et al., 2004; Jordán et al., 2015; Rincón, 2016). Pero existe poca información registrada sobre las emisiones de volátiles que pueden producirse en estos procesos de vitrificación, aunque hay normativas y conocimientos previos en procesos industriales similares, tanto en los de producción de vidrio plano, como en los de producción de vidrios en polvo (fritas) para la aplicación de vidriados en pavimentos y revestimientos cerámicos.

La principal problemática en general, desde el punto de vista de una Economía Sostenible en la fabricación de vidrios (Vinós, 1988) y fritas, tiene que prestar atención preferente al fenómeno de las emisiones tanto de volátiles como de particulados a la atmósfera en los entornos próximos (Sánchez-Muñoz y Carda, 2003; Vicente, 2007). Desde luego que hay otros problemas que afectan al Medio Ambiente, tales como: el circuito del aprovechamiento de materias primas, las contaminaciones del agua residual de proceso y los residuos tanto sólidos como efluentes en forma de fangos o lodos, pero esta investigación se ha centrado

en la emisión de los volátiles más tóxicos. Las posibilidades de reciclado de residuos industriales quedan recogidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Posibilidades más destacadas para el reciclado de residuos industriales (Sánchez-Muñoz y Carda, 2003)

RESIDUO RECICLABLE	MATERIAL	APLICACIÓN
Hormigones de demolición	Cerámica de arcilla cocida	Construcción
Vidrios de pantallas TV y PCs	Vidrio mosaico (gresite)	Recubrimiento (fachada, túneles, galerías, pasillos...)
Lodos de todo tipo: Hidrometalúrgicos, depuradoras, estuarios, ríos, lagunas	Plaquetas de gres porcelánico, ladrillos construcción	Edificación (pavimentos y revestimientos cerámicos)
Escorias de arco de plasma	Vitrocerámicos porosos y plaquetas masivas	Edificación y obra pública
Cenizas volantes procedentes de incineradora de RSU o centrales térmicas	Ladrillo, pavimentos rústicos, vidrios (fritas cerámicas y vitrocerámicos)	Fachadas para edificación y elaboración de esmaltes
Materiales compuestos (composites: polímeros fibra de vidrio)	Plaquetas cerámicas sinterizadas a partir de fibras	Pavimentos y revestimientos

Entre este tipo de residuos para reciclar, son las cenizas volantes (CV) tanto de centrales térmicas como de los procesos de incineración de Residuos Municipales (RSU y MSW, en sus siglas en inglés), los que han sido objeto de una cantidad ingente de investigaciones (Lam et al., 2010; Rincón et al., 1999) y con aplicaciones tecnológicas reales (Barbieri et al., 2008; Rawlings et al., 2006). Son subproductos o residuos que se originan en este tipo de procesos de combustión y que se recogen normalmente en filtros mangas. Su composición química y mineralógica depende del contenido original en minerales de los combustibles utilizados, que se usan dentro de una amplia gama: carbón, fuel, RSU, residuos de biomasa, etc... y que quedan como residuos después de la combustión. Este tipo de residuos se generan en grandes tonelajes generando una problemática ambiental para su almacenamiento en vertederos por la lixiviación acuosa que generan de sus componentes secundarios más tóxicos. Por ello, se viene proponiendo desde hace ya más de cinco décadas, como solución más eficiente para su disposición o reciclado, su vitrificación, para convertirlos en un material que ocupa menos volumen para su posterior almacenamiento o su uso como "materia prima secundaria" (MPS) para la fabricación de materiales de construcción (Rincón, 2014; Rincón et al., 2009).

Las normativas técnicas no permiten el uso de los vitrificados de cenizas volantes de RSU o de centrales térmicas en la fabricación de productos vítreos convencionales, tales como el vidrio hueco o el vidrio plano, debido a la presencia elevada de impurezas, tales como los óxidos de hierro, pero también por el rechazo social que indirectamente puede producirse. Por tanto, la solución sería su uso como MPS en el sector de la fabricación de materiales cementicios y en el del sector cerámico de pavimentos y revestimientos en las fritas para vidriados, por la gran versatilidad de productos y composiciones en los que podrían utilizarse (Rincón, 2016).

Se ha prestado atención a las emisiones de SO_2 , que como es bien conocido (Ladrón de Guevara y Moya, 1995) es un gas asfixiante e irritante, que en contacto con el aire da lugar a SO_3 , que a su vez en contacto con la humedad atmosférica produce ácido sulfúrico como lluvia ácida en el Medio Ambiente. La principal entrada en el cuerpo humano es por vía respiratoria, siendo un irritante pulmonar primario produciendo, además de trastornos respiratorios, frecuentes alteraciones del gusto, cefaleas y problemas gástricos.

Las emisiones de cloro (Cl_2), además de destruir la capa de ozono en altas capas de la atmósfera, provocan afectación pulmonar, bronconeumonía química y hasta edema agudo de pulmón con pérdida olfativa. En concentraciones de 0,2 ppm durante 30 minutos produce irritación en los ojos y en las vías respiratorias superiores, llegando a alcanzar en concentraciones de 1 ppm sensación de quemazón. Para concentraciones superiores de 1,3-2 ppm impide las inhalaciones profundas y después de 30-60 minutos da lugar a fuertes cefaleas. En concentraciones de 15 ppm puede haber ya fallecimientos por este gas y en concentraciones muy elevadas, como de unos 430 ppm, la muerte se produce en seres humanos en sólo unos 15 minutos

de exposición (Ladrón de Guevara y Moya, 1995). Las emisiones de F_2 no se han considerado en esta investigación porque no es el caso de vidrios obtenidos utilizando arcillas o precursores de minerales micáceos, como ocurre en los vidrios y fritas de composiciones micáceas tipo miserita, cuyas emisiones de flúor ya fueron analizadas en 2015 (Rincón y Casasola, 2015).

Así pues, los objetivos de esta investigación (Rincón-Mora, 2013) han sido: a) Valorar, desde el punto de vista ambiental, la utilización de residuos industriales para la fabricación de fritas cerámicas y la repercusión que tiene la emisión de gases o elementos volátiles en su proceso de fabricación y b) Evaluar el efecto de dichas emisiones en la seguridad e higiene en el trabajo, así como el impacto ambiental de fritas obtenidas a partir de cenizas volantes.

2. Metodología.

Se han formulado varios vidrios, presentándose aquí los datos de dos de ellos, el obtenido con la mezcla 50-50 (% en peso) de CV+ casco de vidrio sodo-cálcico (VIDRIO 1) y el 75-25 de CV+ casco de vidrio (VIDRIO 2) obtenidos a partir de una ceniza volante promedio de incineradora de RSU francesa, para proceder a su vitrificación y evaluar luego los gases (Cl_2 y SO_2) emitidos durante este proceso a escala de laboratorio. Para estas formulaciones de partida, se ha mezclado la ceniza volante con casco de vidrio, cuya composición en óxidos se da en la Tabla 2. En la Figura 1a se han representado las cuatro composiciones de cenizas volantes originales reducidas al diagrama ternario sencillo $CaO-Al_2O_3-SiO_2$. En la Figura 1b se representan las zonas en que se sitúan residuos similares en comparación con otros materiales de construcción.

Tabla 2. Composición del casco de vidrio y de las cenizas volantes (% en peso) (suministradas por la empresa Reyval, L'Alcora, Castellón)

Composición		Casco de vidrio	CV 1	CV 2	CV 3	CV 4	Promedio CV	Reducido a 100%	
Óxido formador de la red vítrea	SiO_2	75,53	5,54	3,71	9,88	5,49	6,16	10,15	
Óxidos intermedios	Al_2O_3	1,73	3,51	2,17	6,25	3,89	3,96	6,53	
Óxidos modificadores de la red vítrea	Alcalinotérreos	CaO	12,29	49,93	48,95	33,72	46,86	44,74	73,80
		MgO	1,68	-	-	-	-	-	-
	Alcalinos	Na_2O	7,62	7,83	6,60	5,31	6,35	5,77	9,52
		K_2O	1,15	-	-	-	-	-	-

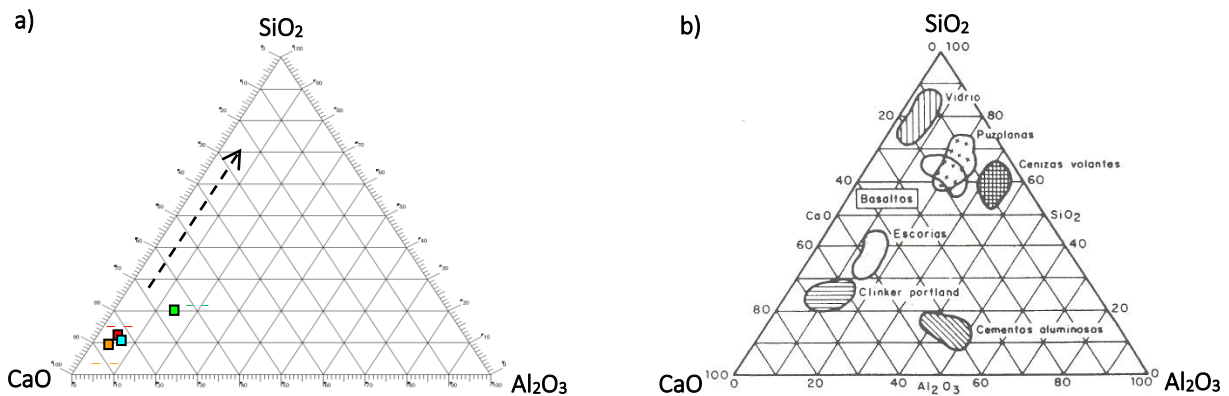


Figura 1. a) Situación de las composiciones de las cenizas volantes en el diagrama ternario $CaO-Al_2O_3-SiO_2$ (rojo: CV-1; verde: CV-2; naranja: CV-3 y azul: CV-4); b) el mismo sistema ternario de composición indicando la situación por zonas de algunos residuos, rocas basálticas y algunos otros materiales de construcción

Los métodos utilizados para análisis de las materias primas como para los vidrios resultantes han sido los habituales en Ciencia de los Materiales: Difracción de Rayos X (DRX), Fluorescencia de Rayos X (FRX), Análisis Termogravimétrico y Diferencial (ATD/TG), Microscopía Electrónica de Barrido con microanálisis por Dispersión de Energías (MEB/EDS). Para la evaluación de los gases emitidos se han utilizado: Análisis TG con Espectrometría de Masas (TG/Masas) con una velocidad de calentamiento de 20 K/min en atmósfera de Ar y análisis directo de gases por Cromatografía con toma directa por una caña de alúmina situada en la tapa del horno a modo de “chimenea” (Rincón, 2010). Para ello, se han usado unos tubos de vidrio Kitagawa (EURO- Gas Management Services, UK)

El horno utilizado ha sido un horno de super- khantal con puerta lateral en el que se vitrificaron las mezclas a 1450°C durante 1 hora en crisoles refractarios sílico-aluminosos de Lomba-Camiña, Vigo, usando en la formulación de las mezclas originales o de partida casco de vidrio como fundente y diluyente con su aporte adicional de SiO₂.

3. Resultados y Discusión.

Como era de prever por los contenidos respectivos en formadores, modificadores y óxidos intermedios de las redes vítreas, después del proceso de vitrificación se obtienen unos vidrios transparentes de color entre ámbar y marrón o pardo, semejantes a otros obtenidos anteriormente por Barbieri et al. (1999) que cuelean bien por su baja viscosidad a 1450°C sobre moldes metálicos de acero inoxidable, como puede verse en la Figura 2. La Tabla 3 presenta los resultados del análisis químico realizado por FRX. Se comprueba que existe una diferencia notable entre las composiciones previstas en la formulación inicial y la de los vidrios finalmente obtenidos, tanto para el VIDRIO 1 como para el VIDRIO 2. La alúmina y la sílice (expresadas en óxidos) suben notablemente debido al ataque o corrosión de los fundidos sobre los crisoles sílico-aluminosos utilizados. Igualmente ocurre con el MgO y con el resto de óxidos de la composición, las diferencias se deben al reajuste de composiciones por estos incrementos en SiO₂ y Al₂O₃.

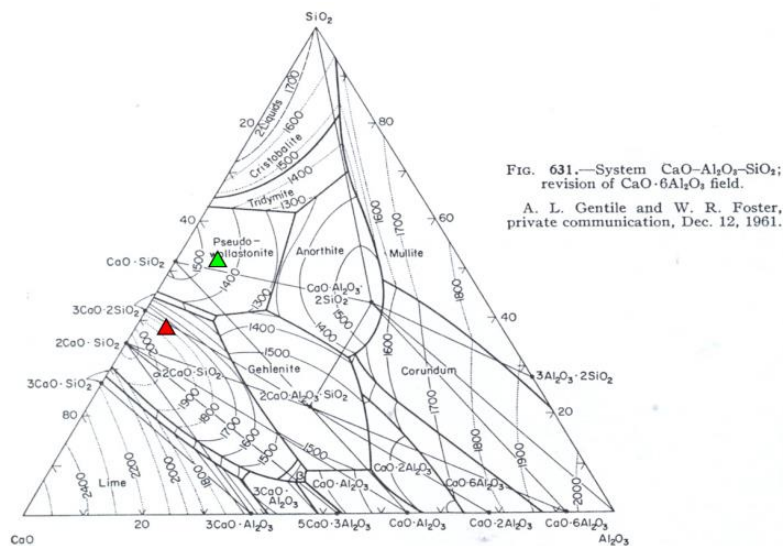


Figura 2. Diagrama de equilibrio de fases CaO-Al₂O₃-SiO₂ (verde: VIDRIO V1, rojo: VIDRIO V2) (Gentile y Foster, 1961, 1963)

No es el caso para los volátiles cloro (Cl₂) y dióxido de azufre (SO₂), ya que en este caso se aprecian intensas volatilizaciones de estos componentes. Las volatilizaciones de cloro que se producen a menor temperatura son muy intensas, siendo del 94 y 96% relativos respectivamente respecto a las mezclas teóricas iniciales y las de dióxido de azufre entre el 84 y 94% relativos para los VIDRIOS 1 y 2.

Si se representan las composiciones reales de estos vidrios después del proceso de vitrificación de las cenizas volantes aquí investigadas reduciendo la composición al ternario $\text{CaO-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$ (Gentile y Foster, 1961, 1963), se puede estimar en qué zonas de posibles cristalizaciones se sitúan estos vidrios. Ambos se sitúan en la línea de bajos contenidos en Al_2O_3 , pero el VIDRIO 1 que está más enriquecido en sílice, se sitúa en el centro del campo de cristalización de la pseudo-wollastonita, y el VIDRIO 2 en un extremo del campo de cristalización de silicato dicálcico alfa (alfa-2CaO.SiO_2), y próximo a la zona de la gehlenita ($2\text{CaO.Al}_2\text{O}_3.\text{SiO}_2$).

Tabla 3. Resultados analíticos (SEM/EDS) promedio de áreas observadas a bajos aumentos en vidrios obtenidos a partir de cenizas volantes

	VIDRIO 1				VIDRIO 2			
	50% cenizas	50% de casco	TEÓRICO	REAL	75% cenizas	25% de casco	TEÓRICO	REAL
SiO_2	3,08	37,77	40,85	55,54	4,61	18,88	23,49	50,28
Fe_2O_3	0,62	---	0,62	0,68	0,93	---	0,93	0,47
CaO	22,37	6,15	28,52	15,21	33,56	3,07	36,63	16,98
Na_2O	2,89	3,81	6,7	6,49	4,33	1,91	6,24	3,48
K_2O	2,03	0,58	2,61	0,81	3,04	0,29	3,33	0,36
Al_2O_3	1,98	0,88	2,86	17,13	2,96	0,43	3,39	24,22
MgO	0,69	0,84	1,53	1,89	1,04	0,42	1,46	2,35
TiO_2	0,50	---	0,50	0,45	0,74	---	0,74	0,52
P_2O_5	0,38	---	0,38	0,48	0,56	---	0,56	0,58
SO_2	4,42	---	4,42	0,72	6,63	---	6,63	0,35
Cl_2	9,96	---	9,96	0,60	14,85	---	14,85	0,59

La situación teórica de los vidrios aquí sintetizados en el diagrama ternario de equilibrio de fases (Figura 2, permite anticipar que, en caso de enfriamiento lento de estos vidrios obtenidos a partir de cenizas volantes, darían lugar a materiales vitrocerámicos constituidos por estas fases cristalinas. De la misma manera, si se obtuviese fritas para vidriados a partir de estas composiciones, sería posible que dichos vidriados tuviesen "latente" una microestructura vitro- cristalina, como es frecuente en muchos vidriados formulados con composiciones de tipo vitrocerámico (Rincón et al., 1998).

Este tipo de formación de fases cristalinas se producirían en la superficie, dando lugar a superficies mate o incluso superficies con mayor resistencia a la indentación por punta de diamante y al desgaste por abrasión (Casasola et al., 2012).

En el análisis del comportamiento térmico (TG/ATD) de las cenizas originales se observan pérdidas de compuestos volátiles (picos o bandas "endo") y una progresiva pérdida de masa en su calentamiento hasta los 1300°C . Así, para la ceniza CV-4, que es representativa de tres de ellas de las que se ha dispuesto para esta investigación como se ha visto en la Figura 1, se puede detectar claramente la pérdida progresiva debida a las volatilizaciones de estos componentes (Figura 3).

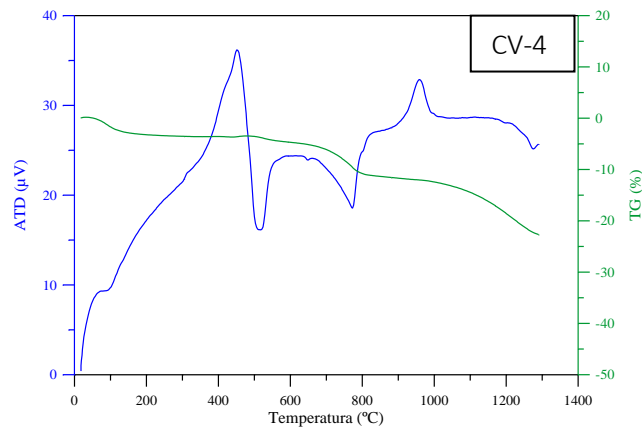


Figura 3. Trazas del análisis TG y ATD durante el calentamiento de la ceniza volante CV-4 (en este caso, se muestran los picos o bandas- endo hacia arriba y picos o bandas- exo hacia abajo).

Parece ser que en esta ceniza CV-4, que es representativa de las cenizas utilizadas para formular las vitrificaciones aquí investigadas, hay dos volatilizaciones importantes a los 450°C y a los 950°C, que corresponderían respectivamente a las pérdidas de cloro y de dióxido de azufre, si se trataran térmicamente estas cenizas sin mezclar con ningún otro componente de vitrificación. El pequeño escalón endotérmico a los 100°C corresponde a la pérdida de agua o humedad de la muestra.

Con un análisis más preciso combinando la técnica térmica con la espectroscópica (TG/Masas) sobre los vidrios, se comprueba que estas volatilizaciones se producen siempre en el calentamiento de los vidrios a mayores temperaturas, lo que indica que parte de ambos componentes volátiles de las cenizas originales quedan “retenidos” en la estructura de la red vítrea y formando parte de ella (Pérez et al., 2013). De hecho, es bien conocido desde hace tiempo (Fernández-Navarro, 2003), que muchos vidrios industriales y especialmente los de tipo o color ámbar de botellas (vidrio hueco), contienen importantes cantidades de sulfatos retenidos estructuralmente por asociación con los óxidos de hierro, que se enlazan en la estructura de este tipo de vidrios en unas condiciones redox específicas. La Tabla 4 muestra las temperaturas en que se producen estas volatilizaciones, pero después de calentar los vidrios obtenidos a elevadas temperaturas por análisis TG y detectar las emisiones por Espectrometría de Masas.

Tabla 4. Temperaturas en que se han detectado volatilizaciones en los VIDRIOS 1 y 2

Mezcla original	Emisión Cl ₂	Emisión SO ₂
50-50 (para vidrio 1)	735-1300°C	1095-1300°C
75-25 (para vidrio 2)	655-1300°C	1000-1300°C

La Tabla 5 muestra los resultados finales de las medidas de volátiles realizados directamente en la boca o “chimenea” del horno en el que se practicó un agujero a modo de “chimenea” para introducir agujas o jeringas comerciales específicas para recogida de muestras por Cromatografía de Gases (Rincón, 2010). Según la documentación BREF sobre la emisión de volátiles que se muestra en la Tabla 6, las emisiones de cloro y azufre sobrepasan los límites indicados, teniendo en cuenta que en esta experimentación se trata de unas fusiones sólo a escala de laboratorio. Según esta Normativa no ha sido posible determinar las pérdidas de otros componentes, así como de partículas por tratarse de “vidrios modelo” experimentales fundidos a partir de 30 g de mezclas originales y sin añadir Boro o Flúor en las materias primas. Lo mismo podemos decir de los metales que aparecen en este control de emisiones para la escala industrial.

Tabla 5. Resultados de concentración de volátiles por toma directa de muestra durante el proceso de vitrificación en horno de laboratorio super- khantal. (Método: cromatografía de gases de muestras tomadas con jeringas comerciales en la boca del horno durante el proceso de fusión)

Agente	Tarea/proceso	Conc. filtro (mg/filtro)	Conc. (mg/m ³)
Cloro	Medición en vacío, solamente realizando el ciclo de temperatura	0,032	0,250
Cloro	Medición durante el proceso de fusión del vidrio en el horno	0,068	0,994
Diferencia horno con crisol y horno de vacío		0,036	0,744
Dióxido de azufre	Medición en vacío, solamente realizando el ciclo de temperatura	2,12	19,22
Dióxido de azufre	Medición durante el proceso de fusión del vidrio en el horno	47,2	805,23
Diferencia horno con crisol y horno de vacío		45,08	786,01

Tabla 6. Emisiones según la Normativa BREF (Escribano et al., 2001)

Sustancia	Concentración (mg/Nm ³)	Emisión de masa (kg/t fundida)
Partículas	5-850	0,1-9,0
Óxidos de nitrógeno (como NO ₂)	290-2000	0,4-16,0
Óxidos de azufre (como SO ₂)	<50-4000	0,4-32,0
Cloro (HCl)	0,1-20	<0,01-0,16
Boro	1-25	<0,01-0,18
Flúor (HF)	0,1-100	<0,01-0,8
Metales	<1-25	<0,01-0,2

Respecto a las emisiones de Cl₂ determinadas por cromatografía (Tabla 5), según la metodología de recogida de muestras mostrada en un video inédito, se emiten 0,744 mg/m³ con lo que se comprueba que este valor está dentro del intervalo 0,1-20 mg/Nm³ permitido para este tipo de emisiones y que se indica en la Tabla 6. Igualmente, el valor del SO₂ emitido está en 786,01 mg/m³ (Tabla 5), que se sitúa en el intervalo de 50-4000 mg/Nm³ permitido por la Normativa BREF (Tabla 6). De la misma manera, si tomamos de referencia los valores límites en masa de kg/t de fundido, teniendo en cuenta que en el horno de laboratorio se fundieron en cada crisol unos 30 g de mezcla, se obtienen también valores que están dentro del límite inferior de emisiones límite por la Normativa BREF (Escribano et al., 2001).

4. Conclusiones

Se ha demostrado experimentalmente en vitrificaciones de cenizas volantes en laboratorio que se pueden obtener fritas útiles para la industria de los pavimentos y revestimientos cerámicos. Aunque ya tienen amplia utilización en las cementeras, además por sus propias características de nivel de producción y comercialización perfectamente establecida desde hace muchas décadas, éstas serían las industrias idóneas para el reciclado de cenizas volantes como materia prima secundaria. Los vidrios (fritas) obtenidos son estables en el medio ambiente, traslúcidos si se moldean en bloques o barras, aunque algo coloreados debido al porcentaje de FeO y Fe₂O₃ que contienen las cenizas volantes procedentes de procesos de incineración de RSU y de Centrales Térmicas. En esta investigación se ha realizado por primera vez este tipo de análisis de volatilización después de haber realizado numerosas vitrificaciones en las últimas décadas y en las que se obvió la determinación de las volatilizaciones al usar residuos de cenizas volantes como en esta investigación (Rincón, 2016).

Aunque las cenizas volantes aquí utilizadas en la producción de unos vidrios a escala de laboratorio generan emisiones de Cl₂ y SO₂, se podría recomendar su uso como materia prima secundaria a nivel industrial,

siempre que se realicen tratamientos previos térmicos y de lavado, que hagan viable minimizar estas emisiones, permitiendo su aplicación en la producción de vidrios para fritas comerciales si además se usara un sistema eficiente de depuración de gases a escala industrial. Incluso con un adecuado diseño optimizado de la composición, podría ser posible incluir parte de estos componentes gaseosos enlazados estructuralmente en la propia red vítrea.

Agradecimientos.

Se agradece a la empresa REYVAL, L'Alcora, que ha hecho posible la financiación de esta investigación, así como la colaboración en las determinaciones TG/DSC 1-MS- Masas a Mettler-Toledo (Drs. Hammer y Reisen, Suiza). Se agradece por las medidas de TG/FTIR a Juan Rubio del ICV-CSIC. Los Servicios Técnicos de la UC-LM por los análisis de FRX y SEM/EDS quedan igualmente agradecidos. Se agradece especialmente también a Leticia Moya de INTERLAB, Barcelona, por la toma de muestras de gases para Cromatografía. Por último, de manera especial se agradece a Beatriz Rincón-Mora, Dr^a. Ingeniera Geóloga, por su ayuda en el trabajo experimental, así como en la preparación de la presentación oral.

Referencias

- Barbieri, L., Karamanov, A., Corradi, A., Lancellotti, I., Pelino, M., Rincon, J.Ma., 2008. Structure, chemical durability, and crystallization behavior of incinerator-based glassy systems. *J. Non-Cryst. Solids* 354, 521-528. <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2007.07.080>
- Barbieri, L., Lancellotti, I., Manfredini, T., Queralt, I., Rincón, J.Ma., Romero, M., 1999. Design, Obtainment and Properties of Glasses and Glass-ceramics from Coal Fly Ash. *Fuel* 78, 271-276. [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(98\)00134-3](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(98)00134-3)
- Casasola, R., Rincón, J. Ma., Romero, M., 2012. Glass- ceramics glazes for ceramic tiles: A review. *J. Mater. Sci.* 47, 553–582. <https://doi.org/10.1007/s10853-011-5981-y>
- Escribano, P., Carda, J.B., Cordoncillo, E., 2001. Esmaltes y Pigmentos Cerámicos, Ed. Faenza Editrice Ibérica, Castellón.
- Fernández-Navarro, J.M., 2003. El Vidrio, 3^a edición. CSIC, Madrid, España.
- Gentile, A.L., Foster, W.R., 1961. Comunicación privada.
- Gentile, A.L., Foster, W.R., 1963. Calcium hexaluminate and its stability relations in the system CaO-Al₂O₃-SiO₂. *J. Am. Ceram. Soc.* 46(2), 74-76. <https://doi.org/10.1111/j.1151-2916.1963.tb11679.x>
- Hernández, M.S., Martín, J., Romero, M., Rincón, J. Ma., 2004. Reciclado de residuos en materiales de construcción vítreos y cerámicos, en: Reciclado de Materiales de Construcción, IV Semana de la Ciencia, Madrid (Azorín- Albiñana Ed.), pp. 55-67
- Jordán, M.M., Montero, M.A., Rincón-Mora, B., Rincón, J. Ma., Sanfeliu, T, 2015. Rustic ceramic covering tiles obtained by recycling of marble residues and MSW fly ash. *Fresenius Environ. Bull.* 24, 533-538. <https://doi.org/10184619>
- Ladrón de Guevara, J., Moya, V., 1995. Toxicología Médica (Clínica e industrial). McGraw-Hill Inter americana de España, Madrid.
- Lam, Ch. H.K., Ip, A.W.M., Barford, J.P., McKay, G., 2010. Use of Incineration MSW Ash: A Review. *Sustainability* 2, 1943-1968. <https://doi.org/10.3390/su2071943>
- Pérez, J.M., Romero, M., Rincón, J. Ma., 2013. The application of DTA/DSC to the study of glass-to-glass-ceramic transformation in glasses from inorganic wastes, in: Thermal Analysis Applied to Complex Systems: Slags, Glasses and Ceramics, Edgardo Benavidez (Ed.), Transworld Research Network, Trivandrum, Kerala, India, 37/661 pp. 33-71.

- Rawlings, R.D., Wu, J.P., Boccaccini, A.R., 2006. Glass-ceramics: Their production from wastes- A Review. *J. Mater. Sci.* 41, 733-761. <https://doi.org/10.1007/s10853-006-6554-3>
- Rincón, J. Ma., Romero, M., Marco, J, Caballer, V., 1998. Some aspects of crystallization microstructure on new glass-ceramics glazes: *Mater. Res. Bull.* 33(8), 1159-1164. [https://doi.org/10.1016/S0025-5408\(98\)00109-3](https://doi.org/10.1016/S0025-5408(98)00109-3)
- Rincón, J. Ma., Villegas, M.A., Hernández-Crespo, M.S., Romero, M., 2009. Vidrios y vitrocerámicos. En: Sanfeliu, T., Jordán, M.M. (Eds.), *Geomateriales. Materiales de construcción y desarrollo sostenible*. Ed. Excmo. Ayto. de Castellón.
- Rincón, J. Ma., 2010. Vídeo inédito sobre la toma de muestras para medir volatilizaciones, archivo privado Rincón.
- Rincón, J. Ma., 2014. You-Tube, videos de la UMH, Elche, Alicante, Spain, You-Tube vídeo http://www.youtube.com/watch?v=c_dzqn0x3TM.
- Rincón, J. Ma., Romero, M., Boccaccini, A.R., 1999. Microstructural characterisation of a glass and a glass-ceramic obtained from municipal incinerator fly ash. *J. Mater. Sci.* 34, 4413-4423. <https://doi.org/10.1023/A:1004620818001>
- Rincón, J. Ma., Casasola, R., 2015. TEM Replica of a Fluoride-Miserite Glass-ceramic Glaze Microstructure. *MTAEC9 49(2)*, 229-233. <https://doi.org/10.17222/mit.2014>
- Rincón, J. Ma., 2016. Vitreous and ceramic processing for the recycling of industrial wastes. *Key Eng. Mater.* 663, 11-22. <https://doi.org/10.4028www.scientific.net/KEM.663.11>
- Rincón-Mora, B., 2013. Emisión de gases contaminantes en el proceso de fusión de fritas formuladas con la adición de residuos industriales vitrificables, en: *Master de Prevención de Riesgos Laborales, UMH, Elche, 7 septiembre, Elche- Alicante.*
- Sánchez-Muñoz, L., Carda, J.B., 2003. Materias primas y aditivos. Tomo 2.2. *Enciclopedia de la Cerámica*. Ed. Faenza Editrice Ibérica, Castellón.
- Vicente, A.B., 2007. Evolución de los niveles de concentración del particulado atmosférico en un área industrializada. *Modelos de predicción*. Tesis Doctoral, UJI, Castellón.
- Vinós, J.A., 1988. La fabricación del vidrio y la protección del medio ambiente. *Bol. Soc. Esp. Ceram. Vidr.* 27, 5, 283-289.

PROCESO DE REHABILITACIÓN DE BOTADEROS EN POBLACIONES MENORES A 5000 HABITANTES DE BOLIVIA

Morales, Sergio Mauricio^{1*}; Daza von Boeck, Mariana¹

¹Proyecto Basura 0, Helvetas Swiss Intercooperation, Bolivia

[*sergio.morales@helvetas.org](mailto:sergio.morales@helvetas.org)

Resumen

La Ley 755 de gestión integral de residuos en Bolivia establece las obligaciones y compromisos de los diferentes niveles de gobierno. La disposición final muestra que en el país existen 26 municipios con rellenos sanitarios y 308 municipios aún tienen botaderos a cielo abierto, siendo este uno de los principales desafíos del sector, así mismo hasta 2026 todos los municipios del país deben dar curso al cierre de botaderos y habilitación de rellenos sanitarios. El Trabajo ha consolidado la experiencia del proceso de rehabilitación de los botaderos de los municipios de Lagunillas, Boyuibe y Cuevo que fue desarrollado el año 2022, con perspectiva de sostenibilidad, replicabilidad y escalamiento. El diseño metodológico aplicado ha considerado la metodología de la Hoja de ruta para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el Caribe del Programa para el Medio Ambiente. Las intervenciones han considerado: Etapa 1 (Diagnóstico y evaluación histórica de botaderos; Trabajo social con segregadores informales; Identificación de Alternativas de cierre); Etapa 2 (Proyecto Técnico, acciones requeridas para la obra); Etapa 3 (Operación de las instalaciones y Control ambiental de botaderos). Con la rehabilitación de los botaderos de Cuevo, Boyuibe y Lagunillas se logró una transformación de los sitios, garantizando la protección del Medio Ambiente, además de generar empleos para los pobladores de los territorios. El documento ha sido elaborado en el marco del Proyecto Basura 0 en Bolivia, financiado por la Agencia Sueca de Desarrollo Internacional e implementado por Helvetas Swiss Intercooperation, Swisscontact y Aguatuaya Bolivia.

Palabras clave: Botadero; Rehabilitación; sostenibilidad; replicabilidad; Relleno Sanitario

1. Introducción

Es esencial eliminar progresivamente los basurales y sustituirlos por prácticas de gestión y métodos de disposición final de residuo eficaces. (PNUMA, 2021); en ese marco ese trabajo se ha convertido en una prioridad para diversos países de Latinoamérica y el Caribe. Así mismo, una correcta y segura eliminación de los residuos sólidos es un componente muy importante de la gestión integral de residuos, debido a que coadyuvan en la satisfacción de la protección ambiental y el manejo adecuado de recursos (Tchobanoglous, 2002).

Por tanto, el cierre de botaderos no son una tarea fácil y requiere superar varios desafíos; sin embargo, los múltiples impactos asociados a los botaderos hacen que las oportunidades y beneficios resultantes de un correcto cierre sean mayores (PNUMA, 2021).

En el caso Boliviano, con la promulgación de la Ley N° 755 en octubre de 2015, la gestión integral de residuos sólidos en Bolivia recupera importancia y visibilidad en la agenda pública, estableciendo una serie de obligaciones y compromisos de los diferentes niveles de gobiernos y otros actores en el marco de la corresponsabilidad. Entre estas responsabilidades, los Gobiernos Autónomos Municipales encargados de los servicios de aseo urbano, deben desarrollar acciones para el cierre de botaderos a cielo abierto (Gaceta Oficial de Bolivia, 2015).

La disposición final de residuos sólidos es una de las etapas de la gestión operativa que presenta los mayores desafíos por la persistencia de botaderos a cielo abierto. Ante esta situación, el Ministerio de Medio Ambiente y Agua ha aprobado la planificación para el cierre de botaderos en la gestión 2021 estableciendo la posibilidad de realizar el cierre y la posterior rehabilitación de botaderos como alternativa para que los municipios den cumplimiento a la norma (Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2021).

Este documento aborda el proceso de cierre y rehabilitación de los botaderos de los municipios de Lagunillas, Boyuibe y Cuevo en el Chaco Cruceño, Provincia Cordillera del Departamento de Santa Cruz en el Estado Plurinacional de Bolivia. Se constituye en una de las primeras experiencias de aplicación de la Planificación Nacional para el Cierre Técnico de Botaderos elaborada por el Ministerio de Medio Ambiente y Agua, aprobada en mayo 2021.

Además de recuperar las experiencias, buenas prácticas y lecciones aprendidas del proceso de cierre y rehabilitación de los botaderos de los municipios de Lagunillas, Boyuibe y Cuevo, identificando características y necesidades regionales desde la planificación sectorial, con perspectiva de sostenibilidad, replicabilidad y escalamiento.

2. Metodología

En criterio de PNUMA (2021) existe una visión general de los diferentes elementos y medidas prácticas que deben considerarse para llevar adelante el cierre de botaderos; incluyendo un diagnóstico, identificación de alternativas, elaboración de las acciones requeridas y la aplicación de estas.

Por tanto, el diseño metodológico aplicado en el estudio ha considerado como base la metodología de la Hoja de ruta para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el Caribe del Programa para el Medio Ambiente. Asimismo, consideró un enfoque mixto cuanti-cualitativo donde se identificaron las características iniciales de estas instalaciones y se precisaron aspectos técnicos mediante observación directa y análisis de suelos para poder identificar las mejores alternativas de cierre y rehabilitación.

El periodo de desarrollo del proceso de cierre y rehabilitación de los botaderos de los municipios de Lagunillas, Boyuibe y Cuevo en Bolivia ha considerado los periodos 2021-2022, además está basado en las medidas descritas con anterioridad, de acuerdo con la siguiente organización de etapas:

- ETAPA1: Que contempla el desarrollo del Diagnóstico y evaluación histórica de botaderos; trabajo social con segregadores informales e identificación de alternativas de cierre
- ETAPA 2: que considera el Proyecto Técnico, acciones adicionales requeridas para la obra realizarse
- ETAPA 3: Identificando las mejores medidas de operación de las instalaciones y control ambiental de los botaderos rehabilitados

3. Resultados

ETAPA 1: Diagnóstico y evaluación histórica de botaderos; trabajo social con segregadores informales; identificación de alternativas de cierre

El Municipio de Lagunillas tiene una población de 5.664 habitantes y una producción per cápita de residuos municipal (PPCM) de 0,565 kg/habitante/día acumulando una generación anual de 315,46 t/año. Respecto a la composición, los residuos orgánicos corresponden al 56,6%, los residuos aprovechables (plásticos, vidrios, papel, cartón y metales) alcanzan el 12,3%, los residuos no aprovechables el 30,4% y el 0,7% corresponde a residuos especiales y peligrosos. La disposición final se realiza en un botadero a cielo abierto ubicado a 1.09 Km del centro poblado, ocupando un área de una hectárea y lleva 4 años de operación acumulando 941,16 toneladas de residuos (HELVETAS Swiss Intercooperation, 2020 a).

El Municipio de Boyuibe tiene una población de 6.154 habitantes y la PPCM es de 0,482 kg/habitante/día, haciendo un total de 723,78 t/año. Los residuos orgánicos son el 54,61%, los residuos inorgánicos aprovechables el 14,84%, los residuos especiales y peligrosos el 0,41% y los residuos no aprovechables el 30,15%. La disposición final se realiza en un botadero municipal ubicado a 2,8 Km del centro poblado, una

extensión de tres hectáreas y lleva 12 años en operación acumulando 10.419,01 toneladas de residuos (HELVETAS Swiss Intercooperation, 2020 a).

Finalmente, el Municipio de Cuevo tiene una superficie de 1.082,5 Km² y una población de 5.358 habitantes, la PPCM es de 0,5 kg/habitante/día, haciendo un total de 653,35 t/año. Respecto a la composición de los residuos sólidos, la fracción orgánica es predominante con el 55,7%, los residuos inorgánicos aprovechables alcanzan el 13,1%, los residuos no aprovechables corresponden al 30,4% y los residuos especiales y peligrosos son el 0,8%; la disposición final se realiza en un botadero a cielo abierto de una hectárea aproximadamente, ubicado a 1,2 Km del centro poblado y a la fecha tiene 11 años de funcionamiento acumulando 6.667,60 toneladas de residuos (HELVETAS Swiss Intercooperation, 2020 - b).

Durante la etapa de diagnóstico se han realizado análisis de suelos para conocer la idoneidad de los sitios de rehabilitación destinados a relleno sanitario. En ese sentido, se han realizado calicatas (excavaciones de prospección) y análisis topográficos y geológicos en cada uno de los sitios, del análisis de campo realizado se han obtenido los siguientes resultados:

- El botadero de Lagunillas se encuentra en un predio que presenta un nivel freático a 1,55 metros de la superficie; con base en análisis topográficos, imágenes de satélite y geológicos de la zona, se evidencia que no existen fallas geológicas dentro el área del botadero de Lagunillas, es decir que la ubicación del botadero no está expuesta a riesgo geológico.
- En el caso de Boyuibe, los análisis topográficos, imágenes de satélite y geológicos indican que no existen fallas geológicas en el área del botadero. Tras una exploración realizada en el predio se ha verificado que, hasta los 3,3 metros de la superficie a la base de la quebrada, no se encuentra el nivel freático del lugar.
- En el municipio de Cuevo, en base al levantamiento topográfico realizado, se determinó que el área ocupada por el botadero alcanza 0,97 hectáreas, y que el nivel freático se encuentra a más de 3,3 metros de profundidad. Con base en análisis topográficos, imágenes de satélite y geológicos de la zona se ha evidenciado que no existen fallas geológicas dentro el área del botadero

Habiendo aplicado el análisis de factores y parámetros de la Guía para el Diseño, Construcción, Operación y Cierre de Rellenos Sanitarios del Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2014 (a) se ha identificado que los tres botaderos a ser rehabilitados se encuentran ubicados en un terreno aceptable y cumplen con los criterios para su rehabilitación. Sin embargo, dadas las condiciones específicas y particulares de cada uno de los sitios de disposición final se deben precisar las acciones realizadas por separado.

Por otro lado, en cumplimiento a lo dispuesto en Ministerio de Medio Ambiente, 2014 (b) se ha realizado la evaluación de impactos ambientales a cada uno de los botaderos obteniendo los siguientes resultados:

- La ponderación de impactos obtenida para el botadero de Lagunillas es de 137, por lo cual se encuentra dentro del rango de 0 a 150, y se considera como un botadero de bajo riesgo, con posibilidad de rehabilitación.
- La ponderación de impactos obtenida para el botadero de Boyuibe fue de 184, situándolo dentro del rango de 150 a 200. Se considera un botadero de moderado riesgo, con posibilidad de rehabilitación siempre y cuando el sitio cumpla con los requisitos de la norma para ubicación de rellenos.
- Finalmente, la ponderación de impactos obtenida para el botadero de Cuevo, alcanzó un valor de 137, por tanto, se encuentra dentro del rango de 0 a 150, y se considera como un botadero de bajo riesgo, con posibilidad de rehabilitación.

Otro criterio imprescindible al momento de rehabilitar un botadero recae en la voluntad política. En el caso de los Municipios de Lagunillas, Boyuibe y Cuevo, el apoyo del Ejecutivo y Legislativo Municipal fue importante para la consolidación legal de los predios, el seguimiento técnico a las acciones y la contraparte financiera y en especie que fue monetizada para estas tareas. Una vez concluido el proceso de cierre y

rehabilitación, las autoridades municipales designaron personal para la operación de los sitios rehabilitados, materializando el compromiso con la gestión de residuos.

ETAPA 2: Proyecto Técnico y acciones adicionales requeridas para la obra

Las actividades relacionadas con el diseño del proyecto técnico y su implementación son las siguientes:

La difusión de la propuesta técnica a implementarse inició en la gestión 2020, incluyendo a todos los actores de la gestión de residuos en los tres municipios. Se emplearon medios de comunicación e información tradicionales de cada lugar (ej. radio, prensa, etc.) y se reforzó la estrategia con voluntarios ambientales locales. Estos últimos fueron clave en la difusión del cierre de los botaderos y en brindar información a la población sobre las características de la alternativa técnica, logrando la respuesta favorable y el compromiso de los generadores individuales.

Para rehabilitar los botaderos de los municipios de Boyuibe, Cuevo y Lagunillas, se plantearon las siguientes medidas técnicas necesarias que permitan su transformación en un relleno sanitario modelo, aplicando los lineamientos establecidos en la Planificación Nacional para el Cierre de Botaderos y la metodología descrita en Ministerio de Medio Ambiente, 2014 (a).



Figura 1. Módulos referenciales del proceso de cierre y rehabilitación de Botaderos, ejemplo Boyuibe

Cada uno de los proyectos de rehabilitación de botaderos contempla la implementación de los módulos referenciales de la Figura 1.

La macrocelda M1 destinada al cierre técnico cuenta con un sistema de cobertura final conformado por una cobertura terrea de 30 cm, una capa impermeable de 20 cm y una carpeta vegetal de 30 cm. La celda de cierre del municipio de Lagunillas es de 23 x 15 metros, en el caso de Boyuibe es de 20,5 x 65 metros y en Cuevo las dimensiones son de 42 x 55 metros.

Por otro lado, la macrocelda M2 destinada para la operación como relleno sanitario maneja el método mixto (trinchera y área) para optimizar el terreno disponible en cada uno de los sitios; y la vida útil calculada para los rellenos sanitarios es de cinco años debido a la disponibilidad de espacio, recursos y en base a la generación y potencial de vida útil del sitio. Sin embargo, puede ampliarse con la implementación de medidas de aprovechamiento. La capacidad volumétrica total de la celda de operación del relleno de Lagunillas es de 2.916,7 m³. En el caso de Boyuibe la capacidad volumétrica de la celda durante la operación es de 9.997,6 m³. Finalmente, en Cuevo, la capacidad volumétrica de la celda es de 6.978,9 m³.

Uno de los aspectos más importantes al momento de operar adecuadamente un sitio de disposición final de residuos está relacionado con el control de los subproductos que se van a generar por la degradación propia de los residuos.

Respecto a los lixiviados se han implementado sistemas de drenaje de lixiviados que conducen estos líquidos a una unidad de almacenamiento denominada geotanque (M3) para su posterior tratamiento mediante la

recirculación y evaporación natural. Es importante mencionar que se ha optado por sistemas cerrados de almacenamiento (geotanques) para minimizar el impacto por olores.

Con relación al biogás se han implementado sistema de captación pasiva de estos, la distribución espacial de estos sistemas de captación está a cada 25 metros y guardan una estrecha relación con la topografía y morfología de las macroceldas implementadas.

Por último, la ejecución de las acciones complementarias que garantizan la seguridad y el cuidado de las instalaciones comprende la señalización, el cercamiento, el establecimiento de vías, entre otras necesarias para el amortiguamiento (M5).

ETAPA 3: Operación de las instalaciones y control ambiental de los botaderos rehabilitados

Dando continuidad al cierre y/o rehabilitación de botaderos, se inició la operación de la nueva celda, para lo que se programaron capacitaciones y el acompañamiento a la operación en los tres municipios. Dicha actividad comenzó con la designación de personal municipal para el manejo de estos sitios, actividad a cargo de los gobiernos municipales de Lagunillas, Cuevo y Boyuibe. El personal designado fue capacitado en los sitios de disposición final y se promovieron intercambios de experiencias con otras Municipalidades de Bolivia. Con esta preparación el personal adquirió las destrezas para la administración de los rellenos sanitarios y se apropió del método. La disposición final sigue el proceso descrito en la Figura 2.



Figura 2. Proceso de disposición final de residuos sólidos en los sitios rehabilitados

Un criterio indispensable para el inicio de operaciones de un relleno sanitario consiste en la planificación y fijación anticipada de fechas (calendarización) para el uso de las celdas temporales (subceldas) o celdas definitivas, las cuales deben asegurar una disposición y operación adecuada, ordenada y que siga una secuencia hasta consolidar su cierre. El procedimiento para realizar esta planificación es el predimensionamiento de las celdas en función a la cantidad de residuos generados. En el caso de los municipios de referencia, se han planificado subceldas para una operación mensual o bimensual, estas han sido esquematizadas y ubicadas a partir de la cota más elevada.

Al inicio de uso de cada subcelda se debe realizar un replanteo y delimitación en campo, de acuerdo con la calendarización, de esta forma se identifica el área de trabajo por el periodo de tiempo previsto; se recomienda una vida útil de al menos dos meses por subcelda. Por ejemplo, la dimensión de la subcelda de Cuevo es de 90 m², espacio suficiente para albergar los residuos de dos meses de generación.

La recepción consiste en registrar el número de vehículos y el volumen de residuos transportados al momento de ingresar al relleno sanitario. Una vez concluido el registro se realiza la descarga dentro de la subcelda delimitada. Esta actividad debe ser controlada en todo momento por el operador del relleno sanitario para garantizar que los residuos solamente se dispongan en la subcelda.

La distribución de residuos sólidos se refiere a la dispersión del material de modo que tenga una altura uniforme o pareja en la subcelda, respetando el ancho y largo de la misma para tener una mejor compactación. Asimismo, se debe considerar la forma y el talud con la inclinación adecuada de 1:3 al

momento de subir niveles, esta metodología permite aprovechar al máximo el volumen de cada subcelda y reducir el área de residuos disgregados dentro de la celda de residuos.

Al momento de realizar la distribución de los residuos en la subcelda quedan al descubierto los residuos inorgánicos: botellas PET, latas de aluminio, botellas de vidrio y cartones, entre otros, en ese momento se procede a su separación a un costado de la celda para que posteriormente el camión de recolección los traslade al punto de acopio de residuos inorgánicos reciclables del municipio. Esta tarea se realiza paralelamente a la distribución.

Una vez verificado el emparejamiento de los residuos y retirados los materiales inorgánicos para su aprovechamiento, se realiza la reducción del volumen mediante una compactadora mecánico manual de fácil manipulación. Esta es una tarea esencial al momento de operar un sitio de disposición final de residuos, ya que una correcta compactación permite eliminar vacíos y ampliar la vida útil de las celdas de descarga de residuos. La altura de compactación está definida en función a las características de compactación del equipo empleado.

De acuerdo con la operación en cada sitio se realizan tres a cuatro pasadas, en función a la presencia de hundimiento de la masa de residuos pueden aplicarse más pasadas para mayor densificación. Con el uso de la compactadora se alcanzaron valores de 0,35 a 0,40 t/m³.

Un aspecto clave a considerar es el cuidado del crecimiento y la forma que adopta la masa de residuos. Se deben tomar en cuenta las siguientes recomendaciones:

- Peinado de taludes: consiste en el colocado de la capa de sellado y perfilado en los taludes.
- Altura: forma y altura del cuerpo de las banquinas conformadas, para evitar asentamientos o corregirlos oportunamente.
- Inclinación: se optimiza la inclinación del talud permanentemente para evitar la desestabilización del talud, manejando como máximo 10%.

Uno de los aspectos que “influyen directamente en la vida útil de los rellenos sanitarios es la cantidad de material de cobertura colocado en su operación. Considerando que se debe optimizar espacio se diseñó una modalidad de operación que reemplaza el uso de tierra en coberturas intermedias por el uso de geo sintéticos reutilizables” (Morales, 2022).

La metodología de cobertura con un geo sintético (agro film) en las capas intermedias de residuos para mejorar el rendimiento con respecto a la cobertura de tierra tuvo un impacto positivo en el tiempo de operación de las subceldas, reduciendo hasta un 40% las horas de dedicación de trabajo por parte del personal. En términos generales un relleno sanitario manual requiere de mucho trabajo por parte de los operarios, siendo el transporte de material de cobertura una de las actividades más desgastantes; por tal motivo, reemplazar la cobertura intermedia por un material más ligero pero que también garantice la impermeabilización de los residuos redujo hasta en 5 horas la carga de trabajo de los operadores. Además, este material confiere propiedades de conservación de temperatura al interior de la celda, facilitando su descomposición, la evaporación de los lixiviados que se puedan generar y la estabilidad de la masa de residuos.

Una vez alcanzado el nivel de coronamiento se realiza el cierre de la etapa de disposición mediante trinchera, para continuar con la siguiente subcelda repitiendo los pasos descritos anteriormente. Este método de crecimiento vertical es más eficiente ya que obliga a cerrar una celda para iniciar otra, reduciendo la superficie de residuos expuestos y por ende la presencia de olores, vectores y minimiza al máximo la generación de lixiviados.

El método consiste en realizar movimiento de tierra manual desde el banco de préstamo cercano hacia la subcelda de operación con una cobertura de 20 cm. Este puede considerarse como un cierre parcial puesto que, si el método de disposición final es mixto, una vez se haga el cierre a todas las subceldas al nivel de coronamiento se procede con la disposición final con el método área. La operación en área seguirá los

mismos pasos que la operación en trinchera, desde la calendarización, delimitación, hasta el cierre definitivo del relleno sanitario al cumplir su vida útil.

4. Discusiones

El principal desafío una vez rehabilitado un botadero es asegurar su correcta operación. Por lo tanto, en lo técnico, es imperativo generar capacidades locales para la gestión de un sitio de disposición final a través del desarrollo de un manual de operaciones y el seguimiento a los operarios por un lapso contemplando el trabajo en las épocas seca y lluviosa.

Dadas las condiciones climáticas del chaco cruceño y las medidas de impermeabilización de las subceldas, después de un año de operación no se ha evidenciado la generación de lixiviado, mostrando que los sistemas de impermeabilización con geosintéticos y la operación de las subceldas es eficiente. La ausencia de generación de lixiviado también se explica por el aprovechamiento en origen de la fracción orgánica a través de composteras domiciliarias y la alimentación de animales de granja a nivel familiar.

Uno de los principales problemas que enfrentan los municipios al momento de iniciar la operación de un sitio de disposición final es encontrar el terreno para su operación, en ese sentido se ha optimizado los sitios donde estos ya estaban emplazados, estableciendo una celda de cierre y una celda de operación. En el caso del chaco cruceño, los tres municipios han logrado el perfeccionamiento de su derecho propietario, aspecto que ha facilitado el desarrollo de las obras.

5. Conclusiones

El diseño metodológico aplicado en el estudio ha considerado como base la metodología de la Hoja de ruta para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el Caribe del Programa para el Medio Ambiente. Asimismo, consideró un enfoque mixto cuanti-cualitativo donde se identificaron las características iniciales de estas instalaciones y se precisaron aspectos técnicos mediante observación directa y análisis de suelos para poder identificar las mejores alternativas de cierre y rehabilitación.

Con el cierre y rehabilitación de los botaderos a cielo abierto de Cuevo, Boyuibe y Lagunillas se logró una transformación de los sitios, generando beneficios técnicos, sociales, ambientales y financieros.

El trabajo ordenado en subceldas permite mejor control en la operación del sitio de disposición final, de igual manera, el reemplazo de cobertura térrea por geo sintéticos prolonga la vida útil del sitio y mejora la compactación de la masa de residuos, optimizando el proceso y el rendimiento del personal.

La metodología de cobertura con un geo sintético (agro film) en las capas intermedias de residuos contribuye a mejorar el rendimiento con respecto a la cobertura de tierra, y ha tenido un impacto positivo importante en el tiempo de operación de las subceldas, reduciendo hasta un 40% las horas de dedicación de trabajo por parte del personal, pudiendo usar el tiempo disponible en otras tareas inherentes a los servicios de aseo y aprovechamiento.

Referencias

HELVETAS Swiss Intercooperation, 2020. Diagnósticos Territoriales de los Municipios de Cuevo, Boyuibe y Lagunillas. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

HELVETAS Swiss Intercooperation, 2020. Planes de Cierre y Rehabilitación de los Botaderos a Cielo Abierto de Cuevo, Boyuibe y Lagunillas. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

Gaceta Oficial de Bolivia, 2015. Ley Nro. 755 de Gestión Integral de Residuos. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

Gaceta Oficial de Bolivia, 2016. Decreto Supremo Nro. 2954 de Reglamento General a la Ley No 755 de Gestión Integral de Residuos. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2014 (a). Guía para el Diseño, Construcción, Operación, y Cierre de Rellenos Sanitarios, aprobado mediante resolución Ministerial 398 del 29 de septiembre de 2014. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2014 (b). Guía para el Cierre Técnico de Botaderos, aprobado mediante resolución Ministerial 398 del 29 de septiembre de 2014. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2021. Planificación Nacional para el Cierre Técnico de Botaderos, R.M. 269/2021 del 18 de mayo de 2021. Disponible en: <https://www.mmaya.gob.bo/marco-legal/resoluciones-ministeriales/>

Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2022. *Diagnóstico de residuos*. Dirección de Agua. Disponible en: <https://datos.siarh.gob.bo/biblioteca>

Morales, 2022. Cierre Técnico y Rehabilitación de Botaderos, Lecciones aprendidas y buenas practicas en los Municipios de Lagunillas, Cuevo y Boyuibe en el Chaco Boliviano; Helvetas Swiss Intercooperation Bolivia. Disponible en: <https://www.helvetas.org/es/bolivia/quienes-somos/publicaciones>

PNUMA, 2021. Hoja de ruta para el cierre progresivo de los basurales en América Latina y el Caribe, Programa para el Medio Ambiente ONU. Disponible en: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/noticias/el-pnuma-presenta-hoja-de-ruta-para-el-cierre-progresivo-de-los>

Tchobanoglous, 2002. Handbook of Solid Waste Management, Second Edition – McGRAW – HILL. Disponible en: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9780071356237>

SITUACIÓN DE LOS BASURALES A CIELO ABIERTO EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE

Llamas, Susana^{1*}

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), Instituto de Medio Ambiente (IMA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

* sllamas@uncu.edu.ar

Resumen

En 2018 el Banco Mundial informó que el mundo generó 2.010.000.000 t de residuos sólidos urbanos (RSU); 231.000.000 t correspondieron a 42 países de América Latina y el Caribe (ALC) y describió los diferentes sitios utilizados para la disposición final. En 2021 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) indicó que 33 países de ALC generaron 541.000 t/día de RSU, definió la denominación de cada sitio de disposición final y elaboró un cuestionario, respondido sólo por 20 países. La Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) describió el destino final para 605.000 t/día de RSU generadas por 28 países de ALC según el porcentaje dispuesto en diferentes sitios de eliminación. Los resultados publicados en los documentos consultados difieren en la cantidad de países considerados, en las cantidades de RSU generadas y en la denominación de los sitios de disposición final. Esta discrepancia en los datos, dificulta la realización de comparaciones, la formulación de políticas para mejorar la gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU), el cierre de los Basurales a Cielo Abierto (BCA) y la reducción de los materiales rechazados. Organizamos la información recopilada, la expresamos en t/año, clasificamos los diferentes sitios de disposición final según la definición del PNUMA, graficamos los valores publicados y verificamos que las discrepancias se deben, en parte, a la inexistencia de datos confiables sobre generación de RSU, a la falta de criterios regionales unificados para calificar los sitios de disposición final y a la ausencia de registros históricos.

Palabras clave: Residuos Sólidos Urbanos; Disposición final; Basurales a Cielo Abierto.

1. Introducción

Para abordar la situación de los BCA en ALC es imprescindible determinar con claridad los países incluidos en el análisis. La región de ALC está compuesta por 46 países, territorios independientes y departamentos de ultramar (FAO, 2023), 33 de los cuales son miembros de la alianza conocida como Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños (CELAC)¹.

El Banco Mundial, en su informe *What a Waste 2.0*, considera que la región de ALC se compone de 42 países y expresa que el documento se elaboró a partir de datos recopilados en 217 países y 367 ciudades, sin identificar los países y las ciudades incluidas en el informe. El dato de generación mundial de RSU para el año 2016 fue de 2.010.000.000 t/año. Aun cuando no se explicó de qué forma se llegó a ese valor, el mismo fue utilizado para presentar porcentajes globales, indicar el destino final de los RSU y señalar que los datos no son completamente comparables debido a diferencias metodológicas (Kaza, et al., 2018).

Kaza (et al., 2018) señalan que, “*En general, los datos sobre residuos sólidos deben considerarse con cierta cautela debido a las incoherencias en las definiciones, las metodologías de recopilación de datos y su*

¹ Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños (CELAC). Sitio web oficial: <https://celac.rree.gob.sv/>. Acceso: 24/02/2023

disponibilidad. La confiabilidad de los datos sobre residuos sólidos se ve influida por varios factores, como palabras o frases indefinidas, incompletas o incoherentes; falta de fechas, metodologías o fuentes originales; unidades inconsistentes u omitidas y estimaciones basadas en suposiciones”.

En referencia a la generación de RSU, Kaza (et al., 2018) indicaron una generación en peso de 231.000.000 t/año (11% del total mundial) para ALC. El documento no explica cómo se relacionaron los 217 países reportados en el documento para obtener los datos de generación mundial, con los 42 países de ALC considerados.

En el capítulo dedicado a ALC, Kaza (et al., 2018) manifestaron que, cerca del 69% de los RSU se disponen en algún tipo de vertedero y que más del 50% se dispone en rellenos sanitarios con controles ambientales. Al abordar la disposición final, el documento señala que más de 2/3 (\approx 67%) de los RSU en la región de ALC se deposita en algún tipo de vertedero, con algunos de ellos bien gestionados; agrega que más de la mitad ($>$ 50%) de los residuos se eliminan en vertederos sanitarios con algunos controles ambientales y culmina señalando que el vertido a cielo abierto representa alrededor del 27% de la eliminación y el tratamiento de residuos.

Por otra parte, dos informes del PNUMA presentaron la *Perspectiva de la gestión de residuos en ALC* (Savino, et al., 2018) y *La línea base para el cierre progresivo de los basurales en ALC* (Pon, et al., 2021). El PNUMA advirtió que “A pesar de que los sitios de disposición final de residuos pueden diferir sensiblemente en función de las condiciones de construcción y operación, en general se suelen diferenciar tres tipos de situaciones” y los definió de la siguiente manera: Basural a Cielo Abierto (BCA)²: Corresponde a un área de vertido en la que los residuos sólidos son arrojados o eliminados indiscriminadamente sin la debida planificación y sin tener en cuenta las normas de salud y ambientales. Vertedero Controlado (VC): Es un sitio de disposición final no necesariamente diseñado, donde existen mejoras en los aspectos operativos de su funcionamiento y de gestión en relación a los basurales a cielo abierto. Relleno Sanitario (RS): Instalación de Ingeniería para la disposición final de residuos, diseñada, construida y operada de manera que minimiza los impactos en la salud pública y el medio ambiente (Pon, op. cit., 2021).

Las 541.000 t/día de RSU generadas por los 33 países de ALC considerados por Pon (et al., 2021), quienes manifestaron que la información presentada se elaboró a partir de un cuestionario que fue respondido por los 20³ países que la recibieron, equivale a una generación de 197.465.000 t/año. El valor de generación diaria coincide con el publicado por Savino (et al., 2018). Ambos documentos del PNUMA señalaron que se utilizó información disponible de diferentes fuentes de información. Agregaron que 35.000 t/día (12.775.000 t/año) quedan si recolectar y resaltaron la existencia de mermas importantes debido a la separación de algunos materiales entre la generación en la fuente y la disposición. La tipología general de los sitios de disposición final se diferenció en BCA, VC y RS.

En el informe *Economía circular en América Latina y el Caribe: oportunidad para una recuperación transformadora* (C. de Miguel, et al., 2021), elaborado para la CEPAL, la generación de RSU en el año 2016 fue de 605.000 t/día, que equivale a 220.825.000 t/año; aunque los datos publicados se refieren a 28 países de ALC, pero sin identificarlos.

Por otra parte, en su artículo “*Escenario actual y prospectivo de la gestión de los residuos sólidos urbanos en la región de América Latina y el Caribe. “De los basurales a cielo abierto a desmaterializar la utilidad”*”, Szantó Narea (2021) expresó que de las 541.000 t/día de RSU generadas en ALC en el año 2014 una tercera parte, es decir 145.000 t/día, acaban en basurales a cielo abierto.

² Basural a Cielo Abierto (BCA): Sinónimo de botadero, vaciadero, tiradero, basural.

³ Argentina, Barbados, Brasil (no respondió al cuestionario, pero sus datos se extrajeron de sitios oficiales), Chile, Colombia, Costa Rica, Cuba, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Panamá, Perú, República Dominicana, Santa Lucía, Surinam, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela.

Con respecto a la tipología general de sitios de disposición final, el documento del Banco Mundial, Kaza (et al., 2018) señala que. *“Dada la variabilidad de los tipos de sitios de disposición final utilizados, se recogieron datos para tres tipos de vertederos: vertederos sanitarios con sistemas de captura de gases, vertederos controlados diseñados con ese fin, pero para los que no existen sistemas de captura de gases de vertedero o se desconocen, y vertederos sin categorizar”*.

Todos los informes consultados enfatizaron sobre la necesidad de contar con mediciones de datos y reportes actualizados para la estimación de la generación de RSU y advirtieron sobre el empleo de diferencias metodológicas para su obtención. Señalaron que la confiabilidad de los datos sobre RSU está influenciada por numerosos factores, incluyendo falta de precisión en la terminología utilizada, ausencia de datos o fuentes originales, inconsistencias u omisiones en las unidades y estimaciones basadas en asunciones.

Sin embargo, debido a las discrepancias en los datos informados, se dificulta la realización de comparaciones directas, la formulación de políticas sostenibles para mejorar todas las etapas de la gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU) y la reducción progresiva de los materiales rechazados.

2. Metodología

Los documentos consultados utilizaron toneladas/día [t/día] y porcentajes [%] como unidades de medida para expresar la generación de RSU y la disposición final en los países de ALC. Sin embargo, tanto la cantidad de países incluido en cada informe, como la denominación de los sitios de disposición final es diferente. Para poder trabajar con información tan dispersa se realizaron los siguientes pasos metodológicos: Se limitó el período de análisis a los años 2016-2018. Todos los valores de generación de RSU presentados en los documentos consultados se expresaron en t/año para utilizar la misma unidad de medida y permitir su comparación en valores porcentuales; en particular porque la cantidad de países considerados en cada informe es diferente. Para organizar los sitios utilizados para la disposición final de los RSU se adoptó la clasificación utilizada por el PNUMA, que los diferencia en BCA, VC y RS.

2.1 Organización de los datos

Banco Mundial: Los valores porcentuales obtenidos de los datos originales incluidos en el documento, fueron expresados en t/año para interpretar su incidencia en la cantidad de sitios de disposición final de los 42 países de ALC considerados. Se empleó la clasificación de los sitios de disposición final adoptados en el informe: BCA (sitios no categorizados), VC (con controles de Ingeniería, pero sin sistemas de captación de gases), RS (con sistemas de captación de gases) y Relleno no especificado.

PNUMA: Los datos de generación de RSU y de disposición final, expresados en t/día de RSU, se convirtieron a t/año por ser la unidad de referencia adoptada. Se utilizaron los valores de generación de RSU para 33 países de ALC y el cuestionario preparado para conocer las formas de disposición final entre los 20 países que lo respondieron. Se conservó la denominación de los sitios de disposición final que los organiza en BCA, VC y RS.

CEPAL: El dato de generación de RSU, expresado en t/día, se convirtió a la unidad adoptada [t/año]. Para calcular la cantidad de RSU destinada a disposición final se utilizaron los porcentajes declarados en el informe y, con base en el total recolectado para los 28 países de ALC incluidos en el informe, se obtuvieron los pesos que se expresaron en t/año. A partir de la denominación de los tipos de sitios para la disposición final informados en el documento se adoptó la siguiente clasificación: BCA (vertedero abierto), RS (instalaciones con controles ambientales) y Otro tratamiento (no definido).

Se reunieron todos los datos de generación de RSU considerados y se ordenaron en base al peso en t/año y según el sitio de disposición final (BCA, VC, RS, Otro tratamiento y Relleno no especificado), correspondiente a los informes del Banco Mundial del PNUMA y de la CEPAL. Con los datos de generación

presentados en cada informe se calcularon los porcentajes correspondientes, para independizarlos de la cantidad de países de ALC considerados y se confeccionaron los gráficos comparativos.

3. Resultados

El informe sobre RSU del Banco Mundial para el año 2016 señaló que, con base en los datos obtenidos en 367 ciudades de 217 países, el mundo generó 2.010.000.000 t. De esa cantidad 231.000.000 t (11%) correspondieron a 42 países de ALC con los siguientes porcentajes: BCA (26,8%), RS (68,5%), Reciclaje (4,5%). Sin embargo, en el Capítulo 3. Panorama regional – ALC, del mismo documento, las proporciones se distribuyeron de la siguiente manera: 2/3 destinados a algún tipo de relleno, más de la mitad depositados en RS con algún tipo de control ambiental y el 27% de los RSU depositados en BCA (Kaza, op. cit., 2018).

La Tabla 1 contiene los pesos estimados y los porcentajes correspondientes para los diferentes destinos finales: BCA = 61.908.000 t/año (26,8%), VC = 34.650.000 t/año (15%), RS = 120.120.000 t/año (52%), Relleno no especificado = 3.465.000 t/año (1,5%), Reciclaje = 10.395.000 t/año (4,5%).

Tabla 1. Datos del Banco Mundial (Kaza, op. cit., 2018)

		ALC - 42 países	
		Generación [t/año]	[%]
Sitios de disposición final		231.000.000	11%
	BCA	61.908.000	26,8%
	VC	34.650.000	15%
	RS	120.120.000	52%
	Relleno no especificado	3.465.000	1,5%
	Reciclaje	10.395.000	4,5%
	Incineración	0	0%
	TOTAL	230.538.000	100%

Fuente: Elaboración propia

El valor de generación total de RSU adoptado para los 33 países considerados en el informe del PNUMA fue de 541.000 t/día (197.465.000 t/año). Se preparó un cuestionario que se distribuyó en 33 países de ALC, pero sólo fue respondido por 20 países (19 + Brasil), con los resultados que se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Datos del PNUMA. 2016 ALC (Pon, op. cit., 2021; Savino, op. cit., 2018)

		ALC - 20 países			
		Generación [t/año]	[%]	21.712.390	
Sitios de disposición final	<i>Encuesta</i>	<i>20 países</i>		<i>13 países</i>	
	BCA	29.330.305	15%	3.256.859	
	VC	50.447.745	26%	5.645.221	
	RS	95.974.560	49%	10.639.071	
		TOTAL	175.752.610	89%	19.541.151

Fuente: Elaboración propia

El peso de los RSU y la distribución porcentual según los tipos de disposición final para los 20 países que respondieron al cuestionario fue la siguiente: BCA = 29.330.305 t/año (15%), VC = 50.447.745 t/año (26%) y RS = 95.974.560 t/año (49%). El valor total en peso resultó de 175.752.610 t/año, que representa el 89% de la generación total de RSU para los 33 países de ALC considerados por el PNUMA. La diferencia entre el peso de RSU generados y el depositado en BCA, VC y RS es de 21.712.390 t/año.

Respetando los mismos porcentajes obtenidos para los 20 países encuestados, la disposición final en los 13 países que no participaron del cuestionario es la siguiente: BCA = 3.256.859 t/año (15%), VC = 5.645.221 t/año (26%) y RS = 10.639.071 t/año (49%) cuya suma asciende a 19.541.151 t/año de la

generación total de RSU, cifra que corresponde al 90% de las 21.712.390 t/año de RSU, como se mostró en la Tabla 2.

Con base en los valores publicados en el informe del PNUMA, los 13 países que no recibieron el cuestionario son responsables por la generación de 21.712.390 t/año de RSU, que se obtienen de restar las 197.465.000 t/año generadas por los 33 países de ALC y las 175.752.610 t/año eliminadas en los BCA, VC y RS de los 20 países que respondieron el cuestionario.

De los valores presentados en la Tabla 2 surge que, al sumar las 175.752.610 t/año para los 20 países que respondieron la encuesta y 19.541.151 t/año calculadas para los 13 países que no participaron de ella, se obtienen las 195.293.761 t/año de RSU depositadas en los diferentes tipos de instalaciones indicadas para los 33 países de ALC. Con estas cifras resulta que aproximadamente 2.171.239 t/año no llegan a ningún sitio de disposición final. Sin embargo, el mismo informe indicó que la cantidad de RSU que queda sin recolección es de 35.000 t/día (12.775.000 t/año ≈ 6%).

El documento de la CEPAL se refiere al destino final de las 605.000 t/día (220.825.000 t/año) de RSU generadas por 28 países de ALC que no fueron identificados y, por medio de una gráfica, presenta los siguientes valores porcentuales para el año 2016: Relleno Sanitario 69,5%; Vertedero Abierto 21,1%, Reciclaje 4,3%, Compostaje 0,1%, Otro tratamiento 5,6% e Incineración 0%. En la Tabla 3 presentamos los pesos [t/año] correspondientes a cada porcentaje informado.

Tabla 3. Datos CEPAL. ALC 2016 (C. de Miguel, op. cit., 2021)

		ALC – 28 países	[%]
Sitios de disposición final, tratamiento y eliminación	Generación [t/año]	220.825.000	100%
	BCA	46.594.075	21,1%
	VC	---	0%
	RS	153.473.375	69,5%
	Reciclaje	9.495.475	4,3%
	Compostaje	220.825	0,1%
	Otro tratamiento	12.366.200	5,6%
	Incineración	---	0%
	TOTAL	222.370.775	100,6%

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 1 graficamos todos los datos de generación de RSU en el período 2016-2018 considerado para el análisis, los ordenamos en base al peso en t/año y según el sitio de disposición final (BCA, VC, RS, Relleno no especificado y Otro tratamiento), según datos del Banco Mundial del PNUMA y de la CEPAL.

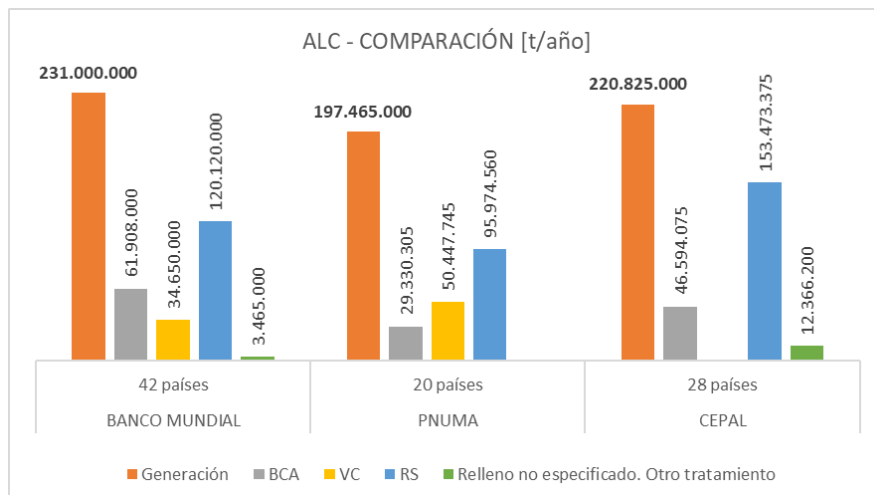


Figura 1. Generación RSU [t/año] vs sitios de disposición final: Banco Mundial. PNUMA. CEPAL

La Figura 2 resume los valores porcentuales de RSU correspondientes a los diferentes sitios de disposición final de RSU en los países de ALC según los documentos consultados. En ella se puede apreciar que la diferencia entre los porcentajes obtenidos es significativa. Mientras que para el Banco Mundial 42 países de ALC disponen el 26,8% de sus RSU en BCA, para los 20 países que respondieron la encuesta del PNUMA esa proporción es de 15% y para los 28 países incluidos en el reporte de la CEPAL es de 21,1%.

Las proporciones de RSU que se depositan en VC para los diferentes informes son: Banco Mundial 15% y PNUMA 26%; CEPAL no informó sobre disposición final en VC.

Con respecto a la disposición final en RS las proporciones son: Banco Mundial 52%, PNUMA 49% y CEPAL 69,5%. El Banco Mundial reportó 1,5% de los RSU depositados en rellenos no especificados y para la CEPAL el 5,6% corresponde a Otro tratamiento.

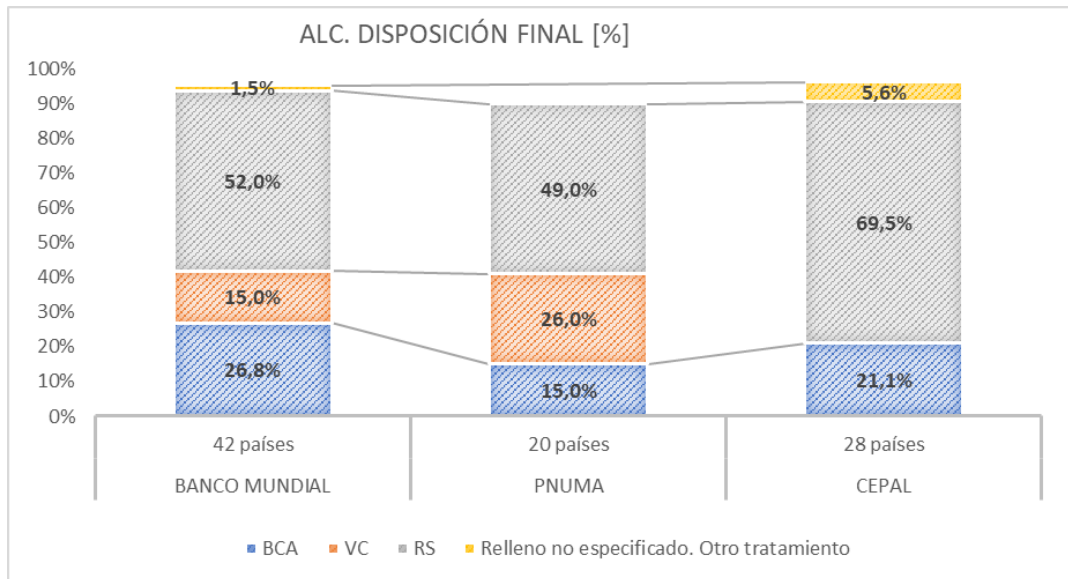


Figura 2. ALC. Proporción de BCA, VC y RS. Banco Mundial. PNUMA. CEPAL

El reporte del Banco Mundial presentó datos globales para 42 países de ALC con una generación de 231.000.000 t/año, calculada como el 11% e de la generación mundial. Por otra parte, el informe del PNUMA se basó en una generación de RSU de 541.000 t/día (197.465.000 t/año) por medio de una encuesta respondida por 20 de los 33 países de ALC que la recibieron, aunque para la República Federativa de Brasil se utilizaron datos oficiales publicados porque no respondió a la encuesta. Finalmente, el documento publicado por la CEPAL, se refirió a 28 países de ALC que generaron 605.000 t/día (220.825.000 t/año).

4. Conclusiones

El estudio comparativo de los datos incluidos en los documentos oficiales publicados por el Banco Mundial, el PNUMA y la CELAC permitió poner en evidencia los principales motivos que dieron lugar a las importantes diferencias entre los valores difundidos para conocer la situación real de los BCA en ALC.

El informe del PNUMA fue el único que específicamente identificó los países de ALC que formaron parte del documento. Los reportes del Banco Mundial y de la CEPAL presentaron datos para diferente cantidad de países, sin identificarlos; el primero se refirió a 42 países y el segundo a 28 países. Estas menciones generales sobre el número de países considerado imposibilitan emplear los resultados publicados en la planificación de políticas, planes y programas que contribuyan a mejorar la situación de los BCA en los países de la región.

Si bien todos los informes describen las principales características de los sitios de disposición final, sólo el PNUMA los clasificó en BCA, VC y RS. Este descubrimiento explica las importantes diferencias en la proporción de RSU que se destinan a los diferentes sitios de disposición final, lo que dificulta la preparación de proyectos para cerrar los BCA e implementar técnicas de Ingeniería para convertir los RS en VC.

Los tres documentos analizados manifestaron que sus datos corresponden al período 2016-2018, aunque no describieron las técnicas de recopilación y procesamiento utilizadas para establecer la significancia estadística de esos números. También presentaron cifras promedio de generación de RSU expresadas en kg x hab./día las que, relacionadas con los datos de población, se utilizaron para estimar la cantidad de RSU generada en t/día y para difundir las cifras de disposición final.

Comprobamos que las discrepancias observadas se deben, en parte, al número de países considerados, a la inexistencia de datos confiables sobre generación de RSU, a la falta de criterios regionales unificados para calificar los sitios utilizados para su eliminación y a la ausencia de registros históricos sobre las cantidades y las instalaciones utilizadas para su disposición final.

Podemos concluir que los datos reportados en los documentos oficiales analizados no se deben emplear para realizar comparaciones directas, pues presentan diferencias en la cantidad de países y en la denominación de los sitios de disposición final. Al expresar en valores porcentuales los datos publicados logramos independizar los resultados difundidos de la cantidad de países incluidos en cada informe, analizar comparativamente el destino de los RSU según el sitio de disposición final y poner en evidencia el conocimiento disperso con relación a la situación de los BCA en los países de la región.

La adopción de una denominación común y de aceptación regional de los sitios utilizados para la disposición final de los RSU evitará el empleo de términos ambiguos para su clasificación, permitirá cuantificar con más precisión los distintos sitios empleados para la disposición final y ayudará a mejorar la recopilación de la información necesaria para establecer prioridades de intervención e implementar acciones que contribuyan a corregir las situaciones más severas de los BCA en ALC.

Referencias

- C. de Miguel, K. Martínez, M. Pereira y M. Kohout, "Economía circular en América Latina y el Caribe: oportunidad para una recuperación transformadora", Documentos de Proyectos (LC/TS.2021/120), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), 2021. <https://www.cepal.org/es/publications> (acceso 10/03/2023).
- FAO 2023. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. América Latina y El Caribe. <https://www.fao.org/3/v8300s/v8300s0o.htm> (acceso 24/02/2023).
- Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en Venezuela del Problema a la Oportunidad (Parte 1). Situación de los Residuos Sólidos. <http://www.fii.gob.ve/?p=3635> (acceso 05/02/2023).
- Kaza, Silpa, Lisa Yao, Perinaz Bhada-Tata, and Frank Van Woerden. 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development Series. Washington, DC: World Bank. <https://doi.org.10.1596/978-1-4648-1329-0> (acceso 05/02/2023).
- Pon, Jordi, María C. Zaffiro Tacchetti, María A. Fernández, Marco Bravo Arriagada, Luisa González, Vanessa Falkowski. 2021. Hoja de Ruta para el Cierre Progresivo de los Basurales en América Latina y el Caribe. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/noticias/el-pnuma-presenta-hoja-de-ruta-para-el-cierre-progresivo-de-los> (acceso 04/02/2023).
- Savino, A., Solórzano, G., Quispe, C., Correal, M. ONU Medio Ambiente (2018). Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina para América Latina y el Caribe. Ciudad de Panamá, ISBN No 978-92-807-3715-8.

Szantó Narea, M. Escenario actual y prospectivo de la gestión de los residuos sólidos urbanos en la región de América Latina y el Caribe. “De los basurales a cielo abierto a desmaterializar la utilidad”. Revista Estado y Políticas Públicas Nº 17. octubre de 2021 - abril de 2022. ISSN 2310-550X.

Tello Espinoza, P., Martínez Arce, E., Daza, D., Soulier Faure, M., Terraza, H. 2011. Informe de la Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe. IDB-MG-115. AIDIS - 001/2011.

PÓSTERES



EVOLUCIÓN DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS DEL ÁREA METROPOLITANA DE MENDOZA

Guevara Pérez, Aldana Victoria^{1*}; Llamas, Susana²

^{1,2} Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS). Instituto de Medio Ambiente. Facultad de Ingeniería.
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina

*aldana.guevara@ingenieria.uncuyo.edu.ar

Resumen

El desarrollo de la actividad humana de Mendoza se concentra en sus oasis, por lo que la provincia organizó la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) a través de la regionalización mediante la conformación de consorcios como es el del Área Metropolitana de Mendoza (AMM), denominado UNICIPIO, formado por siete municipios. El objetivo del trabajo fue realizar una revisión de las estrategias y sistemas de Gestión Integral de RSU (GIRSU) en el AMM en el período 2012-2022, como así también su planificación y abordaje en el posterior proceso de ordenamiento territorial. Se recopilaron los datos para este periodo de informes oficiales provinciales y municipales, así como de documentos públicos relacionados. Entre los municipios del AMM se observó cómo optaron por diferentes estrategias de gestión fragmentando la política de residuos. Esto resultó en que algunos municipios del AMM compartieran la implementación de etapas GIRSU, principalmente la recolección y la disposición final. Con el tiempo, comenzaron a realizar separación en origen de residuos y dos municipios implementaron recolección diferenciada para residuos secos reciclables los días jueves. Estos sistemas GIRSU se planificaron sin información actualizada, lo cual será clave para mejorarlos. Se evidencia una implementación parcial y desarticulada del plan provincial GIRSU, que incluso muestra diferencias con lo que proyectan los municipios desde sus Planes Municipales de Ordenamiento Territorial (PMOT) y su práctica diaria. Por esto, la provincia y UNICIPIO comparten el desafío de implementar mecanismos de acción conjunta, integrar la GIRSU en el territorio para que sea integral y sostenible.

Palabras clave:

Residuos Sólidos Urbanos; Ordenamiento Territorial.

1. Introducción

Los RSU se consideran un problema ambiental, social y económico de nuestra sociedad. Las formas actuales de relacionarse con el ambiente como la mayor extracción de recursos y los patrones de consumo insostenibles basados en una economía lineal de producción, consumo y desecho, han conllevado a múltiples desafíos a nivel global y regional respecto a este tema (PNUMA, 2021).

En 2004, en Argentina se aprobó la Ley Nacional de Gestión de Residuos Domiciliarios Nº 25.916, reglamentada en 2022, donde se plantearon objetivos y se describieron las etapas de la GIRSU. En 2005 se creó la Estrategia Nacional GIRSU (ENGIRSU), entendida como un conjunto de medidas para colaborar en la implementación de un sistema municipal GIRSU (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2005).

La provincia de Mendoza, situada en el centro-oeste de la República Argentina, está conformada por 18 departamentos, cada uno administrado por una municipalidad con autonomía institucional, política, financiera y administrativa. Con relación a la GIRSU dicha autonomía, que incluye el manejo de los RSU de manera directa o por tercerización, encuentra limitaciones debido a que son pocos los municipios que

tienen plantas de tratamiento de residuos.

Durante muchos años, los RSU fueron considerados como un problema principalmente estético y sanitario. La práctica municipal más utilizada consistía en el retiro de los residuos del domicilio de los vecinos, seguido de su disposición final en una superficie de la tierra sin cuestionar su volumen o peligrosidad (Llamas, 2021). Así se fueron formando basurales en la periferia de las ciudades de cada departamento. Este enfoque de la gestión de los residuos, fue reemplazado por otro que proponía la reutilización y el reciclado a partir de fomentar la separación en origen.

En tal sentido es importante señalar que la provincia de Mendoza fue pionera en materia de legislación al respecto, ya que en 1992 aprobó y reglamentó la Ley Provincial de Residuos Urbanos Nº 5970/1992. Desde entonces el manejo de los RSU ha mejorado en general, sin embargo, se ha basado sólo las etapas de recolección y disposición ya sea en basurales, vertederos o rellenos sanitarios (Guevara Pérez, 2020). Esta situación quedó plasmada en el informe del año 2012 sobre la ENGIRSU de la provincia de Mendoza, con una generación de RSU de 1477 t/día y una Producción Per Cápita promedio de 1,003 kg/hab.día. En cuanto a la gestión, se informó que la recolección era ineficiente con frecuencias, coberturas y equipamientos obsoletos e inadecuados. Sin embargo, se destacó que el mayor problema observado era la existencia de Basurales a Cielo Abierto (BCA) en todos los departamentos, incluso con personas realizando tareas de recuperación en condiciones inadecuadas (Gobierno de Mendoza, 2012).

Dada su extensión territorial, la provincia de Mendoza organizó la gestión de los RSU a través de la regionalización mediante la conformación de tres consorcios intermunicipales (Centro, Metropolitano, Este) y tres emprendimientos monomunicipales (San Rafael, General Alvear y Malargüe). Esta asociación política-geográfica de los departamentos en consorcios, está permitida por la Ley Provincial de Consorcios Municipales Nº 6957/2001, que se impulsó por proyectos de interés común y desarrollo territorial, principalmente para compartir los gastos que implica la gestión de los RSU, ya que es una inversión considerable para cada municipio por separado.

A partir de esta ley se firmaron convenios entre áreas del gobierno provincial y las municipalidades para el tratamiento de los RSU, iniciando así el proceso de constitución del consorcio del AMM, integrado por los departamentos de Ciudad de Mendoza, Guaymallén, Godoy Cruz, Las Heras, Luján de Cuyo y Maipú. En 2013 se firmó un acuerdo preliminar sobre el consorcio que luego se oficializó en 2016, bajo la denominación UNICIPIO, como un órgano interjurisdiccional formado por los municipios recién mencionados y Lavalle. Este consorcio tiene una superficie de 313,7 km², con una población de 1.064.446 habitantes, una PPC de 1,211 kg/día y una generación de RSU estimada en 1289 t/día, lo que al año 2017 representaría el 70% de lo que se genera en toda la provincia (Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2017). La concentración de población y servicios en el AMM, hace que se generen más residuos por unidad de superficie, por lo cual resulta necesario analizar las estrategias adoptadas.

Conjuntamente, en este trabajo se analizó al ordenamiento territorial (OT) como una fuerza articuladora de políticas de desarrollo y un instrumento de prevención de impactos ambientales (Durán, 1997). En Mendoza, el proceso de organizar la GIRSU se realizó sin las herramientas de planificación que se brindan desde el OT porque éste fue un proceso posterior. El mismo, quedó plasmado en las leyes y planes nacionales, provinciales y municipales, e incluso puede aplicarse en estas diferentes escalas.

La generación, el transporte y destino de los RSU tienen un espacio definido en el territorio donde se desarrollan las actividades diarias. De ahí la importancia de analizar la GIRSU desde el ordenamiento del territorio, porque su abordaje relaciona las acciones humanas, con su impacto en el territorio. Además, se implementa con un enfoque integral y plurisectorial del desarrollo económico regional, urbano y ambiental (Salinas Chávez, 2014) y a través de él, se puede lograr una mejor distribución espacial de las instalaciones de gestión de los RSU (Urbina and Zuñiga, 2016).

Es en este contexto que se desarrolló el presente trabajo, cuyo objetivo fue realizar una revisión de las estrategias y sistemas de Gestión Integral de RSU (GIRSU) en el AMM en el período 2012-2022, como así también su planificación y abordaje en el posterior proceso de OT.

2. Metodología

La información necesaria para este trabajo se recopiló a partir de informes y documentos obtenidos de las páginas oficiales de las municipalidades y de la provincia, tales como los Informes Ambientales anuales, los planes provinciales y municipales de OT y el plan GIRSU provincial. Asimismo, a partir de la descripción del marco legal e institucional en el cual se implementa la GIRSU y el OT, se registró el estado del tema en los aspectos normativos.

La información referida a la planificación de la GIRSU provincial fue extraída de los informes ambientales oficiales de la provincia para el período 2012-2022. Los mismos son elaborados y presentados a la Legislatura por Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, dado que es un organismo provincial. Estos informes abordan distintos temas referidos al ambiente, sin embargo, este trabajo se limitó al análisis de los datos oficiales referidos a la GIRSU.

Se describió brevemente el Plan GIRSU del AMM, a partir del Proyecto Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos Zona Metropolitana de la Provincia de Mendoza, que contiene la Ingeniería del proyecto que describe la planificación GIRSU del consorcio UNICIPIO del AMM.

Con la descripción de la evolución de la GIRSU en el consorcio más grande de la provincia, se procedió a identificar cómo la misma se incorporó en el posterior proceso de OT. El análisis de los aspectos referidos a RSU se llevó adelante en dos etapas, el análisis del Plan Provincial de Ordenamiento Territorial (PPOT) y los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial (PMOT).

En la revisión de los PMOT se observó que cada municipio analizó diferentes aspectos sobre la gestión de los residuos, tanto en el diagnóstico como en la planificación en los Modelos Territoriales Realizables. Debido a que no todos los PMOT incluyeron en su planificación todas las etapas de la GIRSU, en este trabajo se tuvo en cuenta lo que cada municipio consideró relevante para su diagnóstico y su planificación sobre la GIRSU. Finalmente, se analizó la relación entre la GIRSU y el OT en la provincia.

3. Resultados

Dado que la planificación de la GIRSU se desarrolló con anterioridad al proceso de OT es que, primero se presenta la información sobre su evolución y luego se analizó la forma en que se incorporó y relacionó con el OT.

3.1. Planificación Provincial de la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos

El primer informe analizado fue el Plan Provincial de Gestión Ambiental que abarcó el período 2008-2012, el resto de los informes son anuales. Este informe presentó un Plan GIRSU que contemplaba las siguientes líneas de acción: continuidad e impulso para la formación de consorcios, estrategia de concientización y cambio cultural asociado a hábitos y conductas, mejora del sistema de disposición final, promoción de incentivos para la recuperar residuos y finalmente saneamiento y cierre de BCA.

En cuanto a los informes de los años 2013, 2014 Y 2015, no se encontraron disponibles en las páginas oficiales gubernamentales.

El Informe Ambiental 2016, comenzó a dar forma al Plan GIRSU del AMM y los siguientes se redactaron como actualizaciones del mismo. En este informe se propuso construir las infraestructuras necesarias para el tratamiento y/o disposición final de la totalidad los residuos, ya que sólo el 25% tenía disposición final adecuada. Se desarrolló el proyecto ejecutivo para la construcción del Centro Ambiental El Borbollón

(CAEB), para la GIRSU del Área Metropolitana, que incluyó el anteproyecto de Ingeniería para una planta de separación de RSU y un relleno sanitario con capacidad de procesamiento de 1.500 t/día. Este proyecto también incluyó recuperación de biogás para producir energía eléctrica para el funcionamiento del CAEB, con posibilidades de entregar el excedente a la red pública.

En 2017 finalizó la formulación del Plan GIRSU del AMM, que se presentó ante el Banco Interamericano de desarrollo (BID) para obtener el financiamiento necesario, para dar una solución definitiva al tratamiento de los RSU de UNICIPIO. Los siguientes informes ambientales se focalizaron en describir la situación del Plan GIRSU del AMM y situaciones referidas a los demás consorcios.

En el Informe Ambiental del año 2018 se comunicó la aprobación del Plan GIRSU del AMM por parte del BID, que cumplió con la realización de la Audiencia Pública. Se informó que se procedió al cierre de un basural de Cacheuta, ubicado en el departamento de Luján de Cuyo, se habilitó una estación de transferencia para permitir el traslado y tratamiento de los RSU desde Luján de Cuyo hacia el CAEB, en el departamento de Las Heras.

En el informe 2019 se explicó que, por la magnitud del Plan GIRSU aprobado por BID, se debió presentar el mismo en la Legislatura de Mendoza.

El documento del año 2021 explicó que se priorizó la separación y disposición final de residuos a los efectos de maximizar la cantidad de elementos reciclados y disponer de manera segura los no reciclables. Además, expuso algunos programas y acciones en coordinación con los municipios, ONG y cooperativas de recuperadores, todos referidos al tratamiento de residuos, donación de materiales y el compostaje iniciado a partir del retiro de guano y de los residuos de poda y jardín.

3.2. Planificación GIRSU del AMM

En 2017 la Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial de Mendoza presentó el Plan GIRSU de la Provincia de Mendoza, que incluyó un extenso diagnóstico sobre la situación de los residuos en el AMM. Se planteó la construcción de un centro ambiental, la remediación de un BCA, el análisis de costos, la confección de planos de las instalaciones y módulos proyectados, un Plan de Inclusión Social (PISO) GIRSU, un plan de comunicación ambiental y social y finalmente un plan de acción y cronograma, acompañado de conclusiones y recomendaciones (Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2019).

El proyecto propuso realizar el CAEB en el lugar donde funciona el centro de disposición final. Este proyecto se compone de una planta de separación de residuos, planta de compostaje, mantenimiento de los módulos de disposición final y algunas consideraciones para su operación.

También se proyectó el cierre y posterior remediación de algunos BCA que en la actualidad están siendo utilizados por algunas municipalidades para la disposición final de los residuos del AMM, entre ellos: Campo Papa (Godoy Cruz), Puente de Hierro (Guaymallén) y Campo Cacheuta (Luján de Cuyo). Asimismo, se incluyó una evaluación de 27 microbasurales a cielo abierto, clasificados con riesgo medio, acompañados de la metodología de remediación aconsejada en cada caso.

Es importante señalar que los informes gubernamentales y la planificación de estos sistemas GIRSU utilizaron información sobre generación y composición de los RSU basada en un estudio de caracterización realizado en el año 2004. Lo que indica la necesidad de producir datos actuales para mejorar la GIRSU, hacerla más eficiente y recuperar mayor cantidad de materiales reciclables (Parizeau et al., 2006).

3.3. GIRSU en los Planes de Ordenamiento Territorial

En este apartado se describe la incorporación de la GIRSU en las planificaciones territoriales tanto de la provincia como de los municipios.

3.3.1 GIRSU en el PPOT

Para ordenar el territorio en el año 2009, se sancionó la Ley N° 8051 Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo, pionera en el país que tiene por objeto establecer el Ordenamiento Territorial (OT) como procedimiento político-administrativo de planificación armónica del desarrollo en todo el territorio provincial y municipal. En esta legislación marco se constituyeron las directrices y lineamientos a seguir para la elaboración del Plan Provincial de Ordenamiento Territorial (PPOT), el cual se aprobó mediante la Ley N° 8.999 en el 2017.

En el modelo territorial realizable, elaborado a partir de los modelos territorial actual, tendencial y deseado, se hace referencia a residuos. El modelo realizable contiene los objetivos a alcanzar para superar los problemas detectados en el diagnóstico; las directrices, los lineamientos, así como los programas a desarrollar y ejecutar y sus instrumentos. Los RSU están contemplados en el programa estructurante *Gestión integrada del hábitat*, proponiendo como directriz, su gestión integral y como lineamiento la coordinación con la provincia.

3.3.2 GIRSU en el PMOT

Los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial (PMOT) se conformaron como instrumentos y procedimientos centrales para la coordinación de programas, proyectos y acciones municipales.

En el PMOT de Ciudad de Mendoza, se planifica continuar fomentando la separación en origen, implementando la recolección diferenciada en días específicos de la semana (jueves para RSU secos reciclables) e instalando puntos verdes como la acción con mayor repercusión pública. Se propone enviar los RSU reciclables a cooperativas de trabajo de recuperadores urbanos y el resto al vertedero controlado de El Borbollón. Se proyecta una nave de clasificación secundaria de residuos reciclables entendiéndola a ésta como el sitio para la selección, acopio, acondicionamiento y posterior comercialización de los residuos reciclables provenientes de puntos verdes y grandes generadores (Municipalidad de Ciudad de Mendoza, 2019).

Por otra parte, el departamento de Godoy Cruz, en su PMOT releva que el municipio cuenta con el 100% de cobertura de recolección de RSU e implementa los días jueves para recolección de residuos secos reciclables. Además, menciona que se lleva adelante el programa puntos verdes y se planifica la creación de una planta de transferencia y compostaje para los SU. En este lugar también se proyecta instalar una planta de biogás. Finalmente, con relación al saneamiento de su BCA, se planifica la disposición final de RSU en el vertedero de El Borbollón, departamento de Las Heras (Municipalidad de Godoy Cruz, 2018).

El PMOT del departamento de Guaymallén describe que es el departamento más poblado de la provincia, por lo que genera el 25% de los residuos que se producen en el AMM. Como estrategias de separación de residuos la municipalidad colocó puntos verdes móviles y fijos para recibir los RSU que se destinan al Centro Verde. A su vez, menciona que la cobertura del servicio de recolección de RSU abarca el 99,28% de su territorio con una frecuencia diaria. Aproximadamente el 60% se dispone en el BCA de Puente de Hierro y el 40 % en el vertedero controlado de El Borbollón. En este PMOT se proyecta el cierre del BCA ya que reviste alto riesgo. En su planificación contempla programas específicos destinados a distintas corrientes de residuos y, en particular, plantea una reingeniería de la logística y mecanización de la recolección (Municipalidad de Guaymallén, 2021).

Por su parte, Las Heras en su PMOT describe que posee un sistema de puntos verdes móviles para los residuos secos reciclables que luego se transportan al Centro Verde. El porcentaje de la población con recolección regular de residuos sólidos municipales es de un 75,3%. El plan hace hincapié en el vertedero controlado, El Borbollón, donde los departamentos del AMM llevan sus residuos y pagan por la disposición final. El mismo está concesionado a una empresa privada. Este lugar es el que se describe como CAEB en el Plan GIRSU del AMM, mencionado en el apartado 3.2, para lo cual la Provincia de Mendoza utilizará el Préstamo BID-3249/OC-AR. En el PMOT no se encontraron proyectos específicos,

pero sí contempla la gestión racional y la reducción de los RSU en el lineamiento estratégico *Desarrollo urbano resiliente y sostenible ambientalmente*. (Municipalidad de Las Heras, 2018).

En su PMOT, el departamento de Lavalle recalca que la zona productiva es de importancia para la provincia. Describe que dicha zona posee un deterioro constante principalmente por la salinización y la contaminación por RSU dispersos en el ambiente, canales de riego o BCA. En el PMOT se detectó también la falta espacios públicos y que dentro de los existentes, hay un deficiente tratamiento de residuos. La recolección de residuos se describe como un servicio en expansión dado que, existen zonas rurales sin cobertura y agrega que debe adecuarse a las nuevas estrategias de gestión. La disposición final se realiza desde 2002 en el vertedero controlado de El Borbollón. Se observa que, a diferencia de otros departamentos, se planifica la gestión de residuos desde la articulación con las instituciones provinciales correspondientes, departamentos limítrofes y vecinos (Municipalidad de Lavalle, 2008).

Por otro lado, el departamento de Luján de Cuyo, en el diagnóstico de su PMOT detecta la presencia de diversos BCA en el piedemonte, cursos de agua y barrios. En cuanto a los servicios que se ofrecen se destaca en el plan la limpieza urbana, recolección y disposición de residuos sólidos. En la planificación se describe un programa para la *Recuperación y cuidado del ambiente, de los recursos naturales y productivos. Control y prevención de aluviones*. En este sentido, se otorga prioridad a campañas educativas para concientizar sobre las corrientes de residuos que la comunidad podría separar y llevar a los programas municipales o Centro Verde (Municipalidad de Luján de Cuyo, 2018).

Finalmente, el PMOT del departamento de Maipú describe que el servicio de recolección de RSU se brinda a la totalidad de los habitantes mediante 23 recorridos diarios. A partir del año 2015, se implementaron los puntos limpios, a través de la colocación de 40 contenedores para separar los residuos. Del total de RSU generados, se estima que aproximadamente el 50% es reciclado en la planta de tratamiento del departamento y el 50 % restante es trasladado al vertedero controlado del consorcio en El Borbollón. Se visualiza el interés de hacer más eficiente el tratamiento de los RSU en la planta a través de una reingeniería con innovaciones tecnológicas. En este mismo predio comenzó a operar la planta de transferencia contemplada en el Plan GRSU (Municipalidad de Maipú, 2018).

En resumen, se puede decir que la recolección de RSU es una etapa que implementan todos los municipios y presenta un alto porcentaje de cobertura. En concordancia, la Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial (2016) expresa que los valores de los estándares de sostenibilidad comienzan a desviarse notablemente en lo que a disposición final y tratamiento de los residuos se refiere. Estos estándares se han obtenido a partir de una metodología propia para priorizar temas críticos para la sostenibilidad de la ciudad en cuanto a residuos, sin embargo, se realizó sin información actualizada del AMM sobre generación, recolección y tratamiento de RSU.

Esto queda plasmado en que la mayoría de las planificaciones están abocadas a mejorar la separación en origen y el tratamiento de los residuos, como así también unificar el sitio de disposición final. En cuanto a la separación todos planificaron e implementaron la estrategia de puntos verdes y campañas de concientización. No obstante, existen diferencias en las categorías de separación, criterios, cantidad, tamaño y ubicación de los contenedores. Todo lo recolectado, es llevado a los centros verdes de cada departamento donde se destaca el trabajo con recuperadores urbanos del mismo departamento y/o departamentos limítrofes. Por otra parte, dos municipios, Ciudad y Godoy Cruz, fomentaron la separación en origen de residuos secos reciclables los días jueves de la semana, por eso implementaron recolección diferenciada los días jueves, llevando estos materiales también a sus respectivos centros verdes. En el presente trabajo se puede visualizar una actualización de los sistemas de recuperación de algunos municipios respecto del relevamiento de Ojeda y col. (2021).

3.4. Relación de la GIRSU y el ordenamiento territorial en el AMM

La provincia de Mendoza presenta una gran heterogeneidad en cuanto a su geografía, clima, recursos naturales, infraestructura y actividades humanas, lo cual ha determinado diversidad en cuanto a los usos del suelo del territorio, presentándose zonas agrícolas, industriales, residenciales, comerciales, áreas naturales protegidas, entre otros. El desarrollo de la actividad humana de esta provincia se concentra en sus oasis, que representan entre el 2,5% y el 3,5% del territorio provincial, principalmente por el elemento limitante que es el agua. Así, se contiene casi el 95% de la población en las ciudades, registrando densidades máximas en las zonas urbanas (Llamas, 2021). Es por esta particularidad territorial que la provincia organizó la gestión de los RSU mediante consorcios, proceso que comenzó en 1994. Así, la regionalización, se puede concebir como una estrategia de gestión territorial y de las primeras manifestaciones de planificación territorial referidas a los RSU.

De la misma manera, existen características específicas de los departamentos como historia, idiosincrasia, territorio e incluso situación socioeconómica. En definitiva, forman distintos sistemas territoriales, lo cual queda plasmado en los PMOT de cada municipio. Por esto, hay diferencias en cuanto a los aspectos que se toman en cuenta para el diagnóstico y planificación de la GIRSU.

Todos los municipios implementan la recolección en sus departamentos alcanzando diferentes porcentajes de cobertura, lo cual, tiene que ver en gran parte con la extensión de sus territorios. No obstante, la recolección como la separación en origen, son etapas que tienen potencial de analizarse desde el OT y sistemas de información geográfica para hacerlas más eficientes.

Los municipios también realizan o planifican la disposición final en el único vertedero controlado del AMM, costeadando el traslado hasta el mismo. Sin embargo, en algunos casos este recorrido es extenso por lo que se presenta la planta de transferencia en Maipú, siendo otra estrategia de organización territorial de los RSU. Existen diferencias en cuanto al resto de las etapas de la GIRSU. Incluso hay planificaciones de mejora diferentes, sin perspectivas de unificar acciones dentro del consorcio.

Aunque los municipios poseen autonomía, la gestión de los RSU en el territorio podría mejorar aumentando el nivel de gobernanza del consorcio UNICIPIO a "Colaborativo" que implicaría una gestión compartida, elección de autoridades y mayor complejidad de gobierno (Villalba Ferreira et al., 2022). Finalmente, es importante mencionar cómo, en el OT la gestión ambiental y el manejo de residuos, el papel del Estado es crucial mediante la articulación en las diferentes escalas (Macías Plaza and Franco, 2016), el compromiso, la capacidad de administración y cooperación con otras organizaciones privadas (Córdoba, 2018).

4. Conclusiones

En el presente trabajo se realizó una revisión de las estrategias y sistemas GIRSU en el AMM como así también su planificación y abordaje en el posterior proceso de OT. Se encontró que la evolución se dio alrededor del Plan GIRSU del AMM y su posibilidad de financiamiento con BID.

Entre los municipios del consorcio UNICIPIO, se observó cómo al ser distintos sistemas territoriales, hay diferencias en cuanto a los aspectos que se toman en cuenta para el diagnóstico y planificación de sus GIRSU. Se encontró que algunos municipios del consorcio, comparten la forma de implementar algunas etapas de la GIRSU, principalmente la recolección y la disposición final. En cuanto al resto de las etapas, hay marcadas diferencias, ya sea en el funcionamiento actual y en sus planificaciones a futuro. Por lo tanto, se concluye que el plan GIRSU del AMM no se ha implementado completamente y que incluso muestra diferencias con lo que proyectan los municipios.

En la misma línea, se observa que UNICIPIO no tiene administración centralizada y eso se traduce en la fragmentación de políticas, lo cual afecta la GIRSU del consorcio. Por esto, provincia y UNICIPIO tienen el desafío de implementar mecanismos de acción conjunta entre diferentes niveles de administración. De

esta forma, se podría unificar e integrar la GIRSU en el territorio, para que la sostenibilidad no tenga límites administrativos. Por otra parte, se observó que la planificación de estos sistemas GIRSU se llevó adelante con estimaciones, sin información actualizada sobre generación y composición de los RSU, lo cual es necesario realizar para mejorar dichos sistemas y recuperar mayor cantidad de materiales reciclables.

Se destaca el análisis de la GIRSU desde el OT, ya que es una forma de planificarlos y gestionarlos desde otra perspectiva, con el objetivo de mitigar desequilibrios e impactos ambientales, integrar la GIRSU procesos territoriales y fortalecer planificación urbana para promover el desarrollo sostenible.

Ciertamente, la GIRSU de UNICIPIO se trata de un proceso continuo que ha evolucionado y sigue en construcción. Sin embargo, se concluye que es ineludible la articulación para implementar una GIRSU que sea integral, sostenible e inclusiva.

Referencias

- Córdoba, F.C., 2018. Experiencias de gestión de los residuos sólidos urbanos en el área metropolitana de Tucumán.
- Durán, H., 1997. Gestión ambientalmente adecuada de residuos sólidos, un enfoque de política integral. misión Económica para América Lat. y El Caribe las Nac. Unidas.
- Gobierno de Mendoza, 2012. Evaluación de la situación ENGIRSU en Mendoza. 2010, 13–16.
- Guevara Pérez, A.V., 2020. Planificación De Una Reforma De La Gestión De Los Residuos Sólidos Urbanos En La Facultad De Ciencias Agrarias, Universidad Nacional De Cuyo, Mendoza - 2020. 15–85.
- Llamas, S., 2021. Comunicación personal. Docente de Gestión de Residuos Sólidos. Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ingeniería, Mendoza, Argentina.
- Macías Plaza, Ó.J., Franco, N.A., 2016. Evaluación de la Gestión Integral de Residuos Sólidos desde la Planificación Territorial 5, 248–253.
- Municipalidad de Ciudad de Mendoza, 2019. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Ciudad de Mendoza. <https://ciudaddemendoza.gob.ar/wp-content/uploads/2019/04/PMOT.pdf>
- Municipalidad de Godoy Cruz, 2018. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Godoy Cruz. 27. <https://www.godoycruz.gob.ar/este-plan-ordenamiento-territorial-godoy-cruz/>
- Municipalidad de Guaymallén, 2021. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Guaymallén. <https://planordenamientoterritorial.guaymallen.gob.ar/>
- Municipalidad de Las Heras, 2018. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Las Heras. <https://www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/planes-loc/MENDOZA/Plan-Estrategico-Territorial-de-Las-Heras-Mendoza.pdf>
- Municipalidad de Lavalle, 2008. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Lavalle. 27. <https://lavallemendoza.gob.ar/public/pdf/ordenamiento/Libro-Lavalle.pdf>
- Municipalidad de Luján de Cuyo, 2018. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial, Luján de Cuyo. 1–20. <https://lujandecuyo.gob.ar/plan-municipal-de-ordenamiento-territorial/>
- Municipalidad de Maipú, 2018. Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú. <https://ar.vlex.com/vid/ordenanza-nro-6886-plan-875189991>
- Ojeda, J.P., Mercante, I., Chini, J., Alejandrino, C., Cereda, M., 2021. Situación de los programas de recuperación de residuos plásticos en el Área Metropolitana de Mendoza, Argentina 374–379.
- Parizeau, K., Maclaren, V., Chanthy, L., 2006. Waste characterization as an element of waste management

- planning: Lessons learned from a study in Siem Reap, Cambodia. *Resour. Conserv. Recycl.* 49, 110–128. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.03.006>
- PNUMA, 2021. Hoja de Ruta para el Cierre Progresivo de los Basurales en América Latina y el Caribe 61.
- Salinas Chávez, E., 2014. Reflexiones acerca del papel del ordenamiento territorial en la planificación y gestión ambiental. *Perspect. Geográfica* 18, 141–156. <https://doi.org/10.19053/01233769.2254>
- Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2019. Plan GIRSU AMM-Ingeniería de proyecto 2017, 71. <https://www.mendoza.gov.ar/dpa/proyecto-gestion-integral-de-residuos-solidos-urbanos-zona-metropolitana-de-la-provincia-de-mendoza/>
- Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2017. Estimación de generación RSU 2017. <https://www.mendoza.gov.ar/dpa/proyecto-gestion-integral-de-residuos-solidos-urbanos-zona-metropolitana-de-la-provincia-de-mendoza/>
- Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2016. Plan de Acción UNICIPIO. “Área Metropolitana de Mendoza Sostenible.”
- Urbina, M.O., Zuñiga, L.M., 2016. Modelo conceptual para la gestión de los residuos sólidos domiciliarios. *Ciencias Holguín* 22, 1–12.
- Villalba Ferreira, M., Dijkstra, G., Scholten, P., Sucozhañay, D., 2022. The effectiveness of inter-municipal cooperation for integrated sustainable waste management: A case study in Ecuador. *Waste Manag.* 150, 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.07.008>

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS PARA LA ELABORACIÓN DE UN SUBPRODUCTO ALIMENTICIO DE CONSUMO ANIMAL

Torres-Contreras, Angélica ¹Campos-Rodríguez, Roel¹ Jiménez- Morales, María Fernanda ¹

¹Área Académica Agroforestal. Maestría en Gestión de Recursos Naturales y Tecnologías de Producción, Tecnológico de Costa Rica.

*angelicatc19@gmail.com

Resumen

La valorización de los residuos orgánicos por medio de diversas tecnologías, permite impulsar la bioeconomía de un país generando ingresos económicos, sociales y ambientales. Además, si con el aprovechamiento se obtienen subproductos que pueden servir de fuente alimenticia para animales esto hace que se complete la circularidad del ciclo tal y cómo lo apunta la economía circular.

Por tal motivo en esta investigación se transformaron los residuos orgánicos generados en una planta productora de alimento en Costa Rica, para la elaboración de un subproducto alimenticio de consumo animal. Para esto se determinó la generación de residuos provenientes de devoluciones de producto terminado de la empresa durante el periodo de enero 2021 a julio 2022, así como su composición fisicoquímica. Se realizó un estudio técnico para la elaboración del subproducto alimenticio, incluyendo los principales costos, ingreso y describiendo los costos evitados al obtener el subproducto.

El objetivo de esta investigación consistió en proponer una opción de aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos generados en la empresa en estudio para la obtención de un subproducto alimenticio que sirva de base para la alimentación animal.

Se determinó que, en promedio se generan 17.3 ton de residuos al mes. Estos residuos presentan una composición fisicoquímica y microbiológica apta para el consumo animal. Se comprueba que la implementación de una nueva línea productiva del subproducto alimenticio es posible en la empresa. Con la implementación del proyecto se generarían un ahorro de emisiones promedio mensual de 21.13 ton CO₂eq, correspondientes al tratamiento mensual de 17.3 ton de residuos en el relleno sanitario. De acuerdo con las pruebas realizadas, el proceso de fabricación y los materiales empleados permiten obtener un subproducto que cumple con las especificaciones propuestas para su posterior empleo como base para el consumo animal.

Palabras clave: subproducto; alimento animal; economía circular.

1. Introducción

A nivel mundial, se generan aproximadamente 2010 millones de toneladas de residuos sólidos municipales al año y se proyecta que estas cifras aumenten en un 70 % para el 2050. (Banco Mundial, 2018)

En América Latina y el Caribe se generan alrededor de 216 millones de toneladas de residuos sólidos municipales donde el 52% son residuos de tipo orgánico, 19% materiales para ser reciclados como papel, cartón vidrio y metales y un 12% representa materiales plásticos. Además, se estima que la disposición final de los residuos se distribuye en un 56% llevados a rellenos sanitarios y un 44% se disponen inadecuadamente a cielo abierto. (Correal et al., 2021)

En Costa Rica, la generación creciente de residuos sólidos aumenta paulatinamente, dentro de los cuales alrededor de $\frac{3}{4}$ partes se gestionan en rellenos sanitarios y botaderos; y el resto se depositan en calles, ríos y lotes baldíos. La capacidad limitada de diseño y la ausencia de infraestructura en el país para esta gestión justifica el requerimiento de un tratamiento que mejore la capacidad de tratamiento y el impacto ambiental/social. (ENSRVR 2016-2021, 2016)

Según el Plan Nacional para la Gestión Integral de Residuos 2016-2021, en el país se generan aproximadamente 4.000 toneladas diarios de residuos, equivalente a 0,8 kg/día por persona. Los municipios son los responsables del manejo de los residuos sólidos generados por las industrias, sin embargo, no se le da un tratamiento adecuado. Por esta razón es necesario buscar opciones para encarar la problemática. Para ello es preciso que se realice primero la selección de los residuos sólidos de tipo orgánico e inorgánicos. Posteriormente, buscar alternativas específicas como la generación de abonos orgánicos, alimentos para animales, biorreactores entre otras aplicaciones. (Campos et al., 2013)

En la empresa procesadora de alimentos que se encuentra en estudio, anualmente se generan alrededor de 325 toneladas de residuos sólidos orgánicos, provenientes de las plantas productoras de alimentos y de devoluciones del mercado. Estos residuos se destinan al relleno sanitario como disposición final, con lo que se estima una emisión anual de 250 toneladas de dióxido de carbono equivalente producto de esta actividad.

Durante los procesos de producción y elaboración de alimentos, se requiere la extracción de recursos naturales y se generan residuos cuya disposición final tiene un impacto negativo en el ambiente. Las etapas que intervienen durante la producción de alimentos impactan de manera significativa sobre la huella de carbono, la huella ecológica y la huella hídrica, a lo largo de la agrocadena, hasta el consumo final.

Por otra parte, el desperdicio de alimentos generado puede discutirse desde el punto de vista económico, como una manera de mejorar los costos de producción, pero a la vez como una forma de mejorar la seguridad alimentaria, la nutrición y contribuir a la sostenibilidad del ambiente; principalmente al disminuir la presión sobre los recursos naturales y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

El aprovechamiento de los residuos orgánicos generados como subproducto alimenticio contribuye a las metas establecidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2,6, 9, 12 y 13. Se centra en el objetivo de garantizar modalidades de consumo y producción sostenible por medio de la reducción de las pérdidas de alimentos, el uso eficiente de los recursos y la reducción de residuos.

El país debe apostar por estrategias de economía circular donde en primera instancia se busque la reducción de las entradas a los procesos productivos, es decir, la reducción en la fuente y el aprovechamiento de los residuos generados, siendo la gestión integral de los residuos un papel fundamental para el éxito de la estrategia. (Chaves, 2019)

Por tal motivo, la fabricación de un subproducto que sirva como base para la dieta animal, además de brindar un aprovechamiento técnico, económico, legal, ambiental y social de los mismos, contribuye a evitar costos ambientales, reducir emisiones de gases efecto invernadero, proporcionar nutrientes a los animales e impactar positivamente en la bioeconomía del país. (González, 2018)

2. Metodología

La investigación se llevó a cabo de enero a diciembre 2022, en una empresa ubicada en Guadalupe de Cartago, Costa Rica que se dedica a la fabricación de alimentos de consumo humano y animal. Seguidamente se describen los pasos seguidos en cada etapa de la investigación

2.1. Generación y composición fisicoquímica de los residuos

Para el estudio de generación se realizó un análisis de los datos históricos de residuos sólidos orgánicos provenientes de las devoluciones de producto terminado del año 2021 y de los meses de enero a julio del 2022. Por medio de la composición fisicoquímica teórica de cada artículo, se realizó una segregación por la línea de generación, conteniendo cada línea artículos de una caracterización teórica similar en cuanto a contenido de proteína, extracto etéreo y aporte calórico. Los datos agrupados por la línea de generación se filtraron en una hoja de Excel y se analizó su comportamiento mensual por medio de gráficos y análisis descriptivo de los datos. Se focalizó en los picos de generación de residuos, así como los datos de menor cuantía, esto para establecer los posibles meses o semanas donde se generó más o menos subproducto alimenticio.

Respecto a la composición fisicoquímica, se tomó muestra compuesta de los residuos, y por medio de análisis de laboratorio se determinaron variables como % proteína, % grasa, % de humedad, % de fibra, % calcio, % de fósforo, % de cloruro de sodio y contenido energético. Con estos datos se visualizaron los ajustes en caso de ser necesarios para el subproducto. En este punto es importante recalcar que el subproducto a obtener es una mezcla base, la cual deberá ser complementada según la necesidad de alimentación del animal. De igual forma se analizaron atributos como color, olor y tamaño de partícula; además se realizó un análisis microbiológico para verificar la ausencia de patógenos de E.Coli y Salmonella spp.

2.2. Estudio técnico y estimación de costos e ingresos

Partiendo de los datos de generación y composición fisicoquímica se establecieron los pasos para el estudio técnico de la siguiente manera:

- a) Descripción del producto: Se describieron las especificaciones del subproducto a obtener, identificando y describiendo la materia prima que se utilizó.
- b) Descripción del proceso: Se graficó la secuencia de pasos que lleven a la obtención del subproducto. Se tomó en cuenta los tiempos de los procesos, así como cada una de las operaciones unitarias. Se presentó la información por medio de diagramas de flujo.
- c) Tamaño del proyecto: Se cuantificó la cantidad de producción según la generación de residuos y el rendimiento que se obtuvo para la fabricación del subproducto.

También, se identificó la maquinaria y equipo que fue necesaria para el procesamiento de los residuos y así obtener el subproducto. Además, se identificaron otros requerimientos para el proceso de obtención del subproducto

- d) Descripción de los costos evitados

No se pretendió cuantificar el valor económico de la posible mejora ambiental, pero se describieron los posibles impactos negativos que el ambiente dejó de percibir por la mejora ambiental, tales como disminución en viajes de camión al relleno sanitario, menor consumo de combustible, contribución a la minimización de lixiviados durante el transporte de los residuos, entre otros.

2.3. Elaboración del subproducto

En esta etapa se realizaron tres pruebas con diferentes cantidades de producto para verificar las especificaciones técnicas establecidas como la capacidad del molino y verificar variables del producto como tamaño de partícula, velocidad de molienda y calidad de la mezcla.

Los subproductos obtenidos fueron analizados para determinar su valor nutritivo y seleccionar la base que mejor se adapte para las necesidades de la organización.

3. Resultados

Los datos de generación de enero 2021 a julio 2022 se clasificaron en 5 líneas o categorías de residuos, de acuerdo con su composición nutricional. La línea 1 corresponde a alimento marca clásica para perro adulto. La línea 2 a alimento marca genérica para perro adulto. La línea 3 a alimento para perro cachorro. La línea 4, alimento marca premium para perro y la línea 5: alimento para gato.

En la Figura 1 y 2 se muestran los datos de generación de cada una de las 5 líneas de residuos.

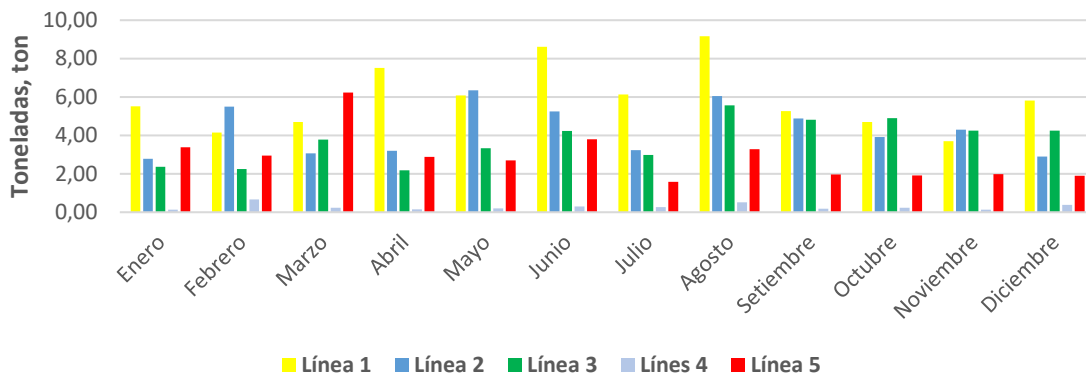


Figura 1. Cantidad de residuos generados por mes en el año 2021, ton.

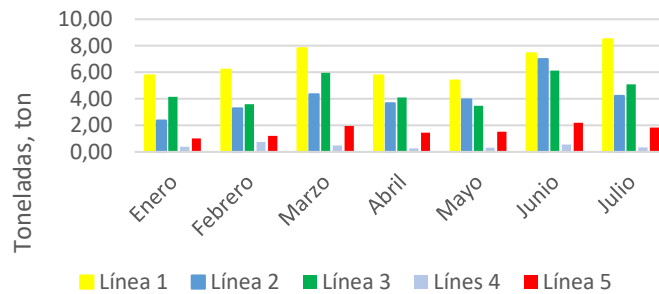


Figura 2. Cantidad de residuos generados por mes en el año 2022, ton

En el Cuadro 1 se muestran los resultados y método de análisis de las características fisicoquímicas y microbiológicas obtenidas de la mezcla de residuos analizada.

Cuadro 1. Resultados del análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los residuos generados.

Parámetro	Resultado	Método de análisis
Características fisicoquímicas		
Apariencia	Pellets formas varias (características)	Sensorial- Visual
Proteína (mínimo, %)	21,60	Anal. Elemental. IT-335 AOAC 990.3 AOAC 992.15
Extracto etéreo (%)	8,73	Gravimetría. IT-332 ISO 1443 AOAC 905.02
Fibra (máximo, %)	1,30	Gravimetría. LA-0698 (Laboratorio ensayo)
Humedad (%)	12,30	Termogravimetría. IT-333 AOAC 925.45
Calcio (%)	1,69	Espect ICP-MS IT-334 AOAC 2015.01 Codex Alimentarius
Fósforo (%)	0,44	Espect ICP-MS IT-334 AOAC 2015.01 Codex Alimentarius
Características microbiológicas		
Escherichia Coli	< 10 UFC/g	AOAC 991.14, AOAC 998.08, AOAC 986.33, AOAC 989.10
Salmonella spp	Ausente	VIDAS-Easy SLM de la casa Biomerieux

De acuerdo con las líneas de generación y las especificaciones del subproducto a obtener, se establece la composición cualicuantitativa que se muestra en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Composición cuali-cuantitativa para la obtención del subproducto.

Ingrediente	%	
	Mínimo	Máximo
Línea 1	20	45
Línea 2	15	40
Línea 3	10	35
Línea 4	1	5
Línea 5	5	15

Las etapas para la elaboración del subproducto se muestran en la Figura 3 y el diagrama del equipo requerido en la Figura 4.

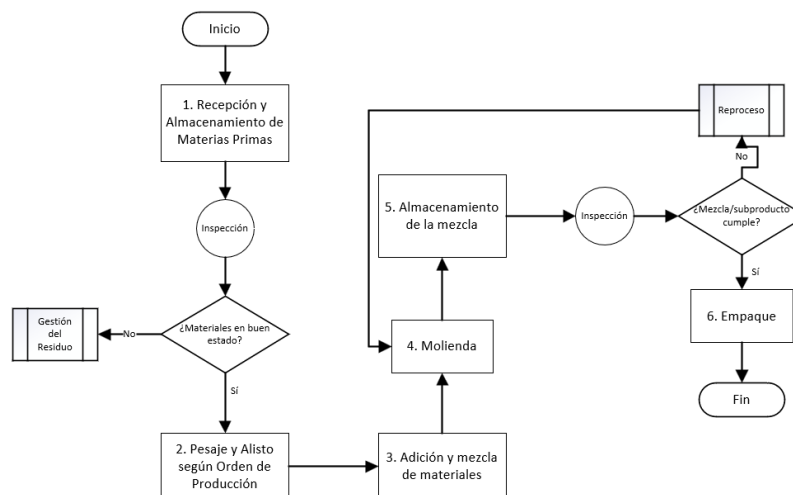


Figura 3. Diagrama de flujo del proceso de elaboración del subproducto.

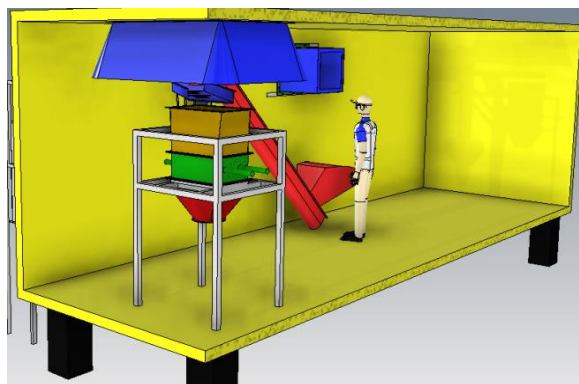


Figura 4. Diagrama del equipo requerido para la elaboración del subproducto

Al calcular los datos de costos evitados, se obtiene que en el 2021 se enviaron 205,7 toneladas al relleno sanitario, equivalente a 251 toneladas de CO₂eq. En el 2022, la gestión de las 122,4 toneladas de residuos en el relleno sanitario representa emisiones de 149 CO₂eq.

En el Cuadro 3, se muestra la composición definida para la elaboración de los tres lotes de subproducto.

Cuadro 3. Composición de los lotes de subproducto de prueba.

	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
Ingrediente	Lote 0622M	Lote 0722M	Lote 0822M
Línea 1	31,87%	42,49%	38,00%
Línea 2	30,04%	21,10%	20,34%
Línea 3	26,24%	25,48%	28,53%
Línea 4	2,40%	1,69%	3,55%
Línea 5	9,45%	9,23%	9,58%
Total	100,00%	100,00%	100,00%

En el Cuadro 4, se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los lotes de subproducto realizados.

Cuadro 4. Resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las pruebas de subproducto.

Parámetro-Criterio	Especificación	Lote 0622M	Lote 0722M	Lote 0822M	Método de análisis
Características fisicoquímicas		Resultados			
Apariencia	Granulometría fina	Granulometría fina	Granulometría fina	Granulometría fina	Sensorial- Visual
Proteína (mínimo, %)	19,00	19,50	21,50	25,40	Anal. Elemental. IT-335 AOAC 990.3 AOAC 992.15
Extracto etéreo (%)	8,00 a 10,00	9,35	8,68	9,64	Gravimetría. IT-332 ISO 1443 AOAC 905.02
Fibra (máximo, %)	5,00	1,10	1,50	0,83	Gravimetría. LA-0698 (Laboratorio ensayo)
Humedad (%)	10,00 a 12,00	10,80	11,40	11,10	Termogravimetría. IT-333 AOAC 925.45
Calcio (%)	1,50 a 3,00	1,64	1,67	1,59	Espect ICP-MS IT-334 AOAC 2015.01 Codex Alimentarius

Fósforo (%)	0,40 a 1,80	0,44	0,44	0,43	Espect ICP-MS IT-334 AOAC 2015.01 Codex Alimentarius
Características microbiológicas	Resultados				
Escherichia Coli	< 10 UFC/g	< 10 UFC/g	< 10 UFC/g	< 10 UFC/g	AOAC 991.14, AOAC 998.08, AOAC 986.33, AOAC 989.10
Salmonella spp	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	VIDAS-Easy SLM de la casa Biomérieux

4. Discusión

Al analizar los datos de los residuos generados en el periodo de evaluación de enero 2021 a julio 2022, en promedio se generan 17,3 ton de residuos al mes. Al revisar la composición de los residuos, más del 80 % se compone de las líneas 1, 2 y 3, correspondientes a alimento para perro adulto clásico, alimento para perro adulto marca genérica y alimento para perro cachorro, siendo la línea 1 (alimento para perro adulto de marca clásica), el residuo de mayor generación en la empresa ABC. Estos tres residuos pertenecen a las líneas de artículos de mayor demanda.

De acuerdo con el análisis de los datos de enero a julio del 2021 con respecto al mismo periodo del 2022, el incremento corresponde a un 3,12% en la generación (3,71 ton), lo cual se explica debido al incremento de ventas de un 10% en el primer semestre del 2022 con respecto al 2021. Por otra parte, junio y agosto corresponden a los meses de mayor generación con 22,20 toneladas y 24,59 toneladas respectivamente.

Los resultados del laboratorio indican que los residuos analizados presentan un porcentaje de proteína de 21,6%, con un contenido de extracto etéreo o grasa de 8,73% y con valores de calcio y fósforo de 1,67% y 0,44% respectivamente. Los datos del análisis microbiológico indican que la mezcla de residuos generados cumple con las especificaciones de microbiología para un alimento de destino animal, indicando ausencia de Salmonella spp y un recuento de E.Coli inferior a 10 unidades formadoras de colonias por gramo. Con el análisis anterior se determina que los residuos generados presentan contenidos de proteína, grasa y aporte energético que pueden ser aprovechados para la elaboración de un subproducto alimenticio y poseen condiciones microbiológicas aptas para su empleo. Además, los datos de generación sugieren que se requiere procesar en promedio 17,5 ton de residuos el mes. Basándose en la disponibilidad de materias primas y capacidad de operación para la fabricación del subproducto, se define el lote estándar de 1,2 toneladas. A través de la evaluación de las especificaciones técnicas de las materias primas, y por medio de la ejecución de pruebas piloto basados en el lote estándar definido de 1,2 toneladas, se define una propuesta para el proceso de elaboración para la fórmula del subproducto mostrado en el Cuadro 2, mediante de las etapas que se describen en el flujo del proceso de la Figura 3.

En promedio mensual, según los valores de generación analizados, se envían alrededor de 17,3 toneladas de residuos al relleno sanitario, para una emisión promedio mensual de 21 ton CO₂eq. Además de estas emisiones de carbono que se evitan al no enviar los residuos al relleno sanitario, también se evitan los viajes del camión recolector, el desgaste de estos. Asimismo, se minimiza el consumo de aceite, llantas, combustible entre otros. Otro factor sería un uso más adecuado de los rellenos sanitarios, donde se podría tener una vida útil más larga al disponer menos residuos sólidos en ellos.

Al realizar las pruebas del subproducto del Cuadro 4, las 3 pruebas o mezclas elaboradas cumplen con las especificaciones. Sin embargo, para fines comerciales el lote 0622M se ajusta mejor al contener la menor cantidad de proteína dentro de la especificación

5. Conclusión

Según los resultados de las pruebas realizadas, el proceso de fabricación y los materiales empleados permiten obtener un subproducto que cumple con las especificaciones propuestas para su posterior

empleo como base para el consumo animal. Después de analizar los resultados de composición fisicoquímica de los lotes fabricados, se observa que las propiedades de las materias primas se mantienen en el producto final, conservando las principales características para el subproducto, siendo el nivel de proteína, extracto etéreo, calcio y fósforo aptos para emplear como base para el consumo animal. Además, el subproducto obtenido mantiene las condiciones microbiológicas originales del alimento para mascotas, siendo apto para el uso propuesto. A pesar de que la selección de la mezcla estará definida por la disponibilidad de materias primas, se debe elegir aquella mezcla que permita ajustar el contenido nutricional lo más cercano al límite inferior de la especificación de producto, de este modo el lote 0622M representa la mejor opción de mezcla, debido a que su contenido de proteína es el más cercano al valor especificado para este subproducto (19% mínimo).

6. Bibliografía

- Banco Mundial. (2018). Los Desechos 2.0: Un panorama mundial de la gestión de desechos sólidos hasta 2050. Recuperado de <https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/>.
- Campos Rodríguez, R., Quiros Busto, N., & Navarro Garro, A. (2013). Alternativas y acciones en el tema de residuos sólidos planteadas por las municipalidades de Jiménez y Oreamuno y su relación con el desarrollo y la sostenibilidad (Artículo informativo). Retrieved 18 de agosto de 2022, from <https://doi.org/10.18845/tm.v26i2.1405>
- Chaves-Arias, R., Campos-Rodríguez R., Brenes-Peralta, L., & Jiménez-Morales M. F. (2019). Compostaje de residuos sólidos biodegradables del restaurante institucional del Tecnológico de Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 32(1), Pág 39–53. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i1.4117>
- Correal, M., Rihm, A., & Zambrano, M. (2021). De desechos a recursos: gestión de residuos sólidos para el desarrollo. Retrieved 18 de agosto de 2022, from <https://blogs.iadb.org/agua/es/desechos-a-recursos-gestion-residuos-solidos/>
- Estrategia Nacional para la separación, recuperación y valorización de residuos. ENSRVR 2016-2021. 1 ed. San José, Costa Rica. 2016. ISBN 9977.62-168-5
- González-Rojas, N., Brenes-Peralta, L., Jiménez-Morales, M. F., Vaquerano-Pineda, F., & Campos-Rodríguez, R. (2018). Estabilización anaeróbica de residuos sólidos biodegradables para proponer un producto alimenticio para cerdos, en el Tecnológico de Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 31(4), pág. 120–132. <https://doi.org/10.18845/tm.v31i4.3970>

RECICLADO DE FLEJES PET EN PLACAS COMPUESTAS CON RESINAS POLIMÉRICAS COMERCIALES

Alejandrino, Clarisa^{1,2*}; Giaroli, Carolina^{2,3}; López, Rocío³; Ninago, Mario^{2,3};
Mercante, Irma¹; Llamas, Susana¹; Ojeda, Juan Pablo^{1,2}

¹Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), Instituto de Medio Ambiente (IMA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo Centro Universitario C.P.: M5502JMA, Ciudad de Mendoza, Provincia de Mendoza, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mendoza, Argentina.

³Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Aplicadas a la Industria, Universidad Nacional de Cuyo, Bernardo de Irigoyen 375, M5600 San Rafael, Mendoza, Argentina

*clarisa.alejandrino@ingenieria.uncuyo.edu.ar

Resumen

Los flejes o zunchos son tiras comúnmente de acero o plástico que permiten embalar materiales o productos para su transporte y distribución. En la provincia de Mendoza, Argentina, el embalaje de pallets de botellas de vidrio se realiza con flejes de tereftalato de polietileno (PET), por lo cual las bodegas vitivinícolas cuentan con grandes cantidades de estos residuos. En este contexto, la circularidad de estos materiales se ve comprometida, ya que no es posible su reciclaje completo con los equipos e instalaciones existentes a nivel local, quedando reducido sólo al proceso de trituración y almacenamiento de los mismos. El objetivo del presente trabajo consistió en desarrollar un prototipo en forma de placa, construido a partir de flejes PET triturados, embebidos en dos tipos de matrices poliméricas comerciales (resina epoxi y poliéster), para estudiar sus propiedades mecánicas y su viabilidad económica de fabricación. De las placas obtenidas, se extrajeron probetas normalizadas y se realizaron ensayos a tracción directa. Los resultados mostraron que, en promedio, las probetas de resina epoxi presentaron valores de carga y tensión de rotura 8,5 y 9,3 veces mayores, respectivamente, que los obtenidos en las probetas de resina de poliéster. Por otra parte, se evaluaron los costos de fabricación de la placa propuesta y se compararon con los valores de mercado que presentan placas comerciales con propiedades similares, hallándose que la fabricación de las mismas es viable económicamente. A futuro, se espera profundizar en el estudio de esta alternativa de reciclaje mediante nuevos ensayos.

Palabras clave: economía circular, reciclaje, flejes, tereftalato de polietileno (PET), resinas

1. Introducción

Los flejes o zunchos son elementos usados en los embalajes de productos y materiales para sujetarlos y fijarlos durante su transporte y distribución. Se fabrican en distintos tipos de materiales, incluyendo: acero, polipropileno (PP) y tereftalato de polietileno (PET). Los primeros son los más resistentes, por lo que se utilizan para cargas pesadas y toleran altas temperaturas y golpes. Su principal desventaja es que son los más difíciles de manipular. Los segundos son de color negro y son los más económicos y utilizados en general. Son flexibles, pero tienen baja resistencia. Los últimos (Figura 1 a), normalmente de color verde y son muy resistentes, fáciles de manipular y soportan condiciones ambientales a la intemperie como la humedad y las altas temperaturas. Los flejes de PET son cada vez más usados por sus ventajas. Entre otros

usos, se emplean para embalar pallets de botellas de vidrio, por lo cual las bodegas de Mendoza generan grandes cantidades de estos residuos (Figura 1 b).



Figura 1: (a) Pallet con fleje PET, (b) residuo de fleje proveniente de bodega, (c) flejes PET triturado, (d) morfología del PET triturado

La mayoría de los plásticos residuales que son reciclados pasan por un proceso de trituración y extrusión que permite obtener pequeñas lentejas de material (*pellets*) que pueden ser utilizadas como materia prima para la fabricación de nuevos productos. En Mendoza funcionan instalaciones equipadas para realizar la primera etapa del proceso y obtener un triturado del fleje PET (Figura 1c y d). El proceso de extrusión presenta un desafío, ya que el PET posee una temperatura de fusión relativamente alta ($\sim 260^{\circ}\text{C}$) (Starkweather et al. 1983), siendo este valor superior al de otros plásticos *commodities* como el polipropileno (PP, $\sim 160^{\circ}\text{C}$) (Sachin et al. 2005) y el polietileno (PE, $\sim 123^{\circ}\text{C}$) (Ninago y col. 2017). Esto dificulta su procesamiento, siendo necesario el uso de diferentes equipos y líneas de producción, las cuales no existen a nivel local en la provincia de Mendoza. Debido a esto, surge la necesidad de buscar otras alternativas de valorización para los residuos flejes de PET.

En este contexto, se analizó un posible uso para los residuos de flejes PET triturados, que permita reinsertarlos en el mercado, contribuyendo a la economía circular (The Ellen MacArthur Foundation, 2012). Los antecedentes hallados han utilizado los flejes residuales para fabricar geomallas (Voskamp, 2000), construir estructuras de suelo mecánicamente estabilizado (Miyata et al., 2018) y obtener fibras de refuerzo para el hormigón (Khatab et al., 2019). Como alternativa se identificó que los materiales compuestos son muy utilizados en la industria y en la construcción debido a la variedad de propiedades y características que pueden alcanzar (Gu y Asaro, 2009) por lo que se investigó a nivel exploratorio el uso de flejes PET residuales triturados como relleno en placas compuestas. El objetivo de este trabajo consistió en desarrollar un prototipo de placa compuesta, constituida con flejes triturados embebidos en una matriz de resina polimérica, y estudiar sus propiedades mecánicas y su viabilidad económica.

2. Metodología

Los materiales usados para la fabricación de las placas compuestas fueron: flejes de PET triturados, cuya granulometría se presenta en la Figura 2, y resinas comerciales de poliéster y de epoxi, por ser los dos tipos disponibles comercialmente.

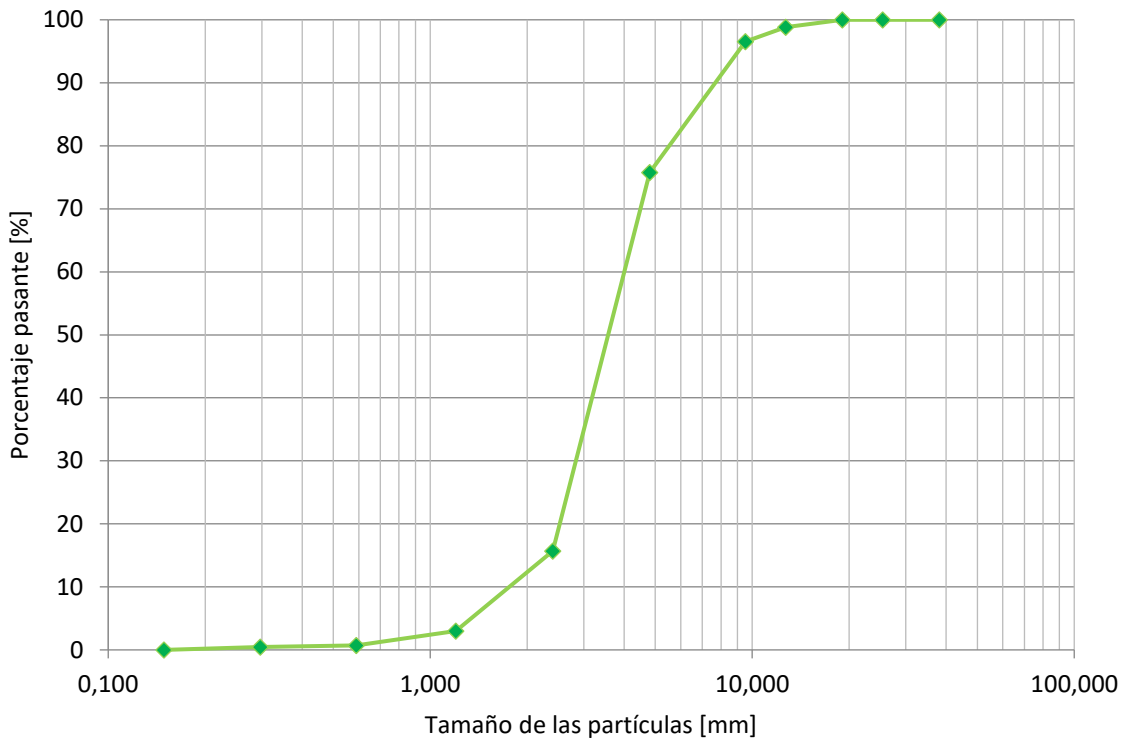


Figura 2. Granulometría del triturado de flejes de PET

Se evaluó una dosificación de relleno 23 % (p/p) de flejes de PET triturado respecto de la masa total de la placa fabricada, comparando el desempeño de los dos tipos de resinas. La elaboración de las placas se hizo bajo campana de extracción de solventes volátiles, y el desmoldado de las placas se realizó luego de 24 horas de curado para asegurar la completa reticulación de la red polimérica. En la Figura 3 se muestran las placas de PET reciclado obtenidas con (a) resina poliéster y (b) resina epoxi. Las formulaciones se denominaron (PET/poliéster) y (PET/epoxi) para identificar los materiales obtenidos.

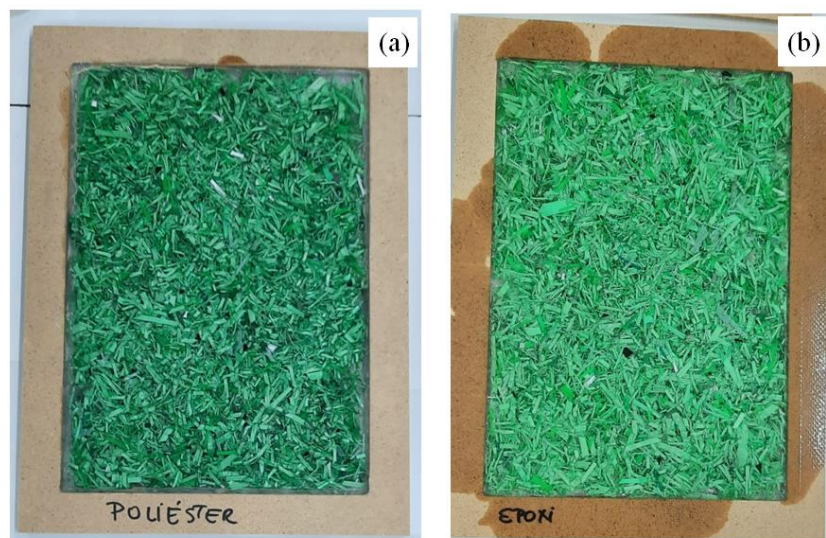


Figura 3. Placa de PET reciclado con (a) resina poliéster (PET/poliéster) y (b) resina epoxi (PET/epoxi).

Para evaluar el desempeño mecánico de las placas obtenidas se realizaron ensayos de tracción sobre probetas planas tipo I de tracción y de sección rectangular según norma ASTM D638 (ASTM, 2005), mecanizadas directamente a partir de las placas (Figura 4a). Se elaboraron 10 probetas por placa (Figura

4b). Los ensayos mecánicos se llevaron a cabo en una máquina universal de ensayos marca AMSLER con capacidad máxima de 60 ton. y sensibilidad de 10 kg.

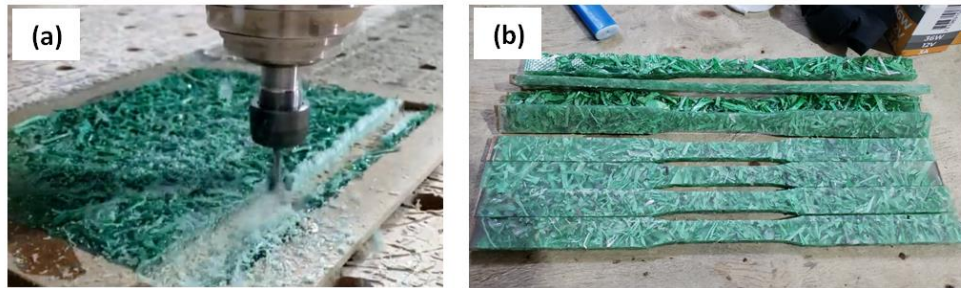


Figura 4. (a) Mecanizado de la placa PET/epoxi. (b) Probetas estándar.

Para el análisis económico se utilizó la metodología de costeo de ciclo de vida (Hunkeler et al., 2008, Swarr et al., 2011a y b) y se consideró solo la placa PET/epoxi, debido a que presentó un mejor desempeño mecánico frente a ensayos de tracción. Se calcularon los costos necesarios para fabricar una placa, considerando: la resina, el PET triturado y el proceso de fabricación de las placas. Se descontaron los costos evitados por usar PET reciclado en lugar de producir PET a partir de material virgen. Finalmente, se calculó un ratio de costos netos sobre el valor de mercado del producto obtenido, estimado a partir de un producto comercial con características similares.

3. Resultados y discusión

Las placas compuestas a partir de flejes de PET residuales triturados y resinas comerciales resultaron íntegras y fáciles de manipular. La Figura 5 muestra una imagen de las probetas y su sección transversal luego de ser sometidas al ensayo mecánico de tracción.

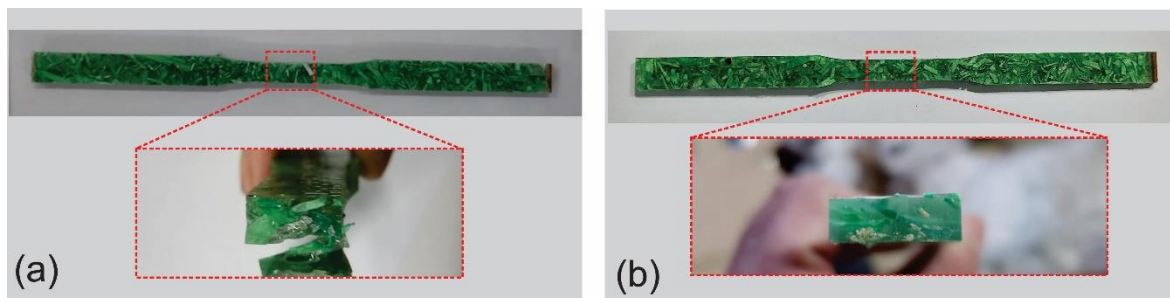


Figura 5. Probeta (a) PET/poliéster y (b) PET/epoxi.

Durante el mecanizado y transporte hasta el laboratorio de ensayos mecánicos, las probetas de PET/poliéster mostraron una mayor fragilidad que el observado en las probetas PET/epoxi. Esto también se vio reflejado en los valores máximos de carga y tensión de rotura. Como se puede observar en la Figura 6, las probetas a base de resina epoxi presentaron una carga y tensión de rotura 8,5 y 9,3 veces mayor, que los valores obtenidos en las probetas a base de resina de poliéster. La totalidad de las probetas evaluadas (independiente de la resina usada) se fracturaron en la zona media (sección menor) lo cual es necesario para poder considerar como válidos los resultados.

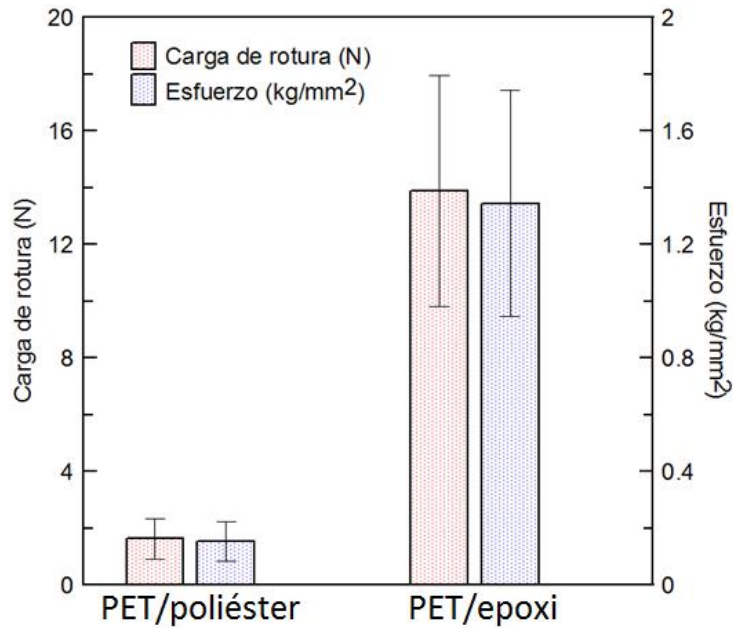


Figura 6. Valores promedio de carga de rotura y tensión de rotura de probetas Tipo I

En relación al análisis de económico, se identificó que los costos de obtención de PET triturado virgen en escamas son mayores en comparación con los costos de obtener el triturado a partir de flejes PET posconsumo. Se concluye que el uso de PET reciclado triturado como relleno de placas a base de resinas permite reducir aproximadamente el 20% en el costo total de la placa por lo que se considera viable económicamente.

Respecto al ratio calculado, se identificó que el costo de reciclaje ronda el 1% del precio de venta de la placa. Este valor tan bajo se puede explicar, por un lado, debido a que la placa en estudio se encuentra en fase prototipo y no existen actualmente competidores directos, por lo que se utilizó el precio de venta de otras placas obtenidas a partir de otros polímeros (25 USD por placa). Además, el valor de mercado de las placas consideradas es alto en comparación con otras placas compuestas, por ejemplo, de madera. La razón es que las placas poliméricas tienen propiedades mecánicas muy buenas y pueden ser utilizadas para gran variedad de aplicaciones. Por otro lado, debido a la falta de datos de las placas, el inventario de costos de esta placa es limitado y no incluye algunos costos como el consumo eléctrico para el mezclado de la resina (Alejandrino et al., 2022). Se recomienda realizar nuevos estudios y analizar otros ratios para corroborar los usos y características de la placa de resina con triturado de flejes PET y su valor de mercado y para mejorar el inventario de costos desarrollado en la presente investigación.

4. Conclusiones

El trabajo desarrollado a nivel experimental exploratorio posibilitó fabricar placas compuestas a partir de resinas epoxi y poliéster con PET triturado que resultaron íntegras y fáciles de manipular. Algunas probetas de resina de poliéster se fracturaron durante el mecanizado y transporte. Los ensayos mecánicos de tracción mostraron que las probetas obtenidas a partir de resinas epoxi soportaron mayores esfuerzos antes de alcanzar la rotura. Por estas razones las probetas PET/epoxi fueron seleccionadas para futuros estudios y aplicaciones comerciales en la industria de la construcción. Finalmente, se analizaron los costos de fabricación de placas de resina epoxi con PET reciclado, encontrándose que son económicamente viables. En futuros trabajos se espera realizar otros ensayos (de flexión, choque y desgaste) para determinar potenciales usos tecnológicos; así como también, incluir nuevas variables en el análisis de costos para proponer potenciales usos comerciales, principalmente en la industria de la construcción.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Cuyo por el apoyo financiero a los proyectos resolución de retos socio-productivos PR2021-7, SIIP 06/B355 y 06/L006-T1 que hicieron posible este trabajo y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina) por las becas de posgrado recibidas.

Referencias

- Alejandrino, C., Mercante, I., Ruiz, R. (2022). Análisis económico de alternativas de logística inversa y valorización de residuos plásticos. Jornadas de Ciencias Económicas 2022. Investigación, Extensión y Vinculación. En proceso de publicación.
- American Society for Testing and Materials (ASTM) (2005) Standard D-638 - Standard test method for tensile properties of plastics. Annual Book of ASTM Standards, West Conshohocken, PA
- Gu, P., Asaro, R.J. (2009). Designing sandwich polymer matrix composite panels for structural integrity in fire. *Compos. Struct.* 88. <https://doi.org/10.1016/j.compstruct.2008.05.006>
- Hunkeler, D., Lichtenwort, K., Rebitzer, G. (2008). *Environmental life cycle costing*, 1st. ed. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420054736>
- Khatab, H. R., Mohammed, S. J., & Hameed, L. A. (2019). Mechanical properties of concrete contain waste fibers of plastic straps. In *IOP conference series: materials science and engineering* (Vol. 557, No. 1, p. 012059). IOP Publishing.
- Miyata, Y., Bathurst, R. J., & Allen, T. M. (2018). Evaluation of tensile load model accuracy for PET strap MSE walls. *Geosynthetics International*, 1–36. doi:10.1680/jgein.18.00032
- Ninago, M.D., López, O.V., Gabriela Passaretti, M. et al. (2017). Mild microwave-assisted synthesis of aluminum-pillared bentonites. *J Therm Anal Calorim* 129, 1517–1531 <https://doi.org/10.1007/s10973-017-6304-6>
- Sachin J., Goossens H., Van Duin M., Lemstra P. (2005). Effect of in situ prepared silica nano-particles on non-isothermal crystallization of polypropylene *Polymer*, 46 , pp. 8805-8818 <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2004.12.062>
- Starkweather H.W. Jr., Zoller P., Jones G.A.. (1983). The heat of fusion of poly (ethylene terephthalate), *J. Polym. Sci. Polym. Phys. Ed.* 21 (2) 295–299. <https://doi.org/10.1002/pol.1983.180210211>
- Swarr, T., Hunkeler D., Klöpffer, W., Pesonen H.-L, Citroth, A., Brent, A.C. and Pagan, R. (2011a). Environmental life cycle costing: a Code of Practice. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16:389–395. DOI 10.1007/s11367-011-0287-5
- Swarr, T., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.-L., Citroth, A., Brent, A.C. and Pagan, R. (2011b). *Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice*. SETAC Press, Pensacola.
- The Ellen MacArthur Foundation (2012) *Towards a Circular Economy - Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition*. <https://ellenmacarthurfoundation.org/towards-the-circular-economy-vol-1-an-economic-and-business-rationale-for-an>
- Voskamp, W. (2000). Index and performance testing a new geogrid made of highly oriented straps. In *Advances in Transportation and Geoenvironmental Systems Using Geosynthetics* (pp. 360-372).



PROGRAMA GAIVOTAS: ENGAJAMENTO SOCIAL E TECNOLOGIA IMPULSIONANDO UMA GESTÃO ADEQUADA DOS RESÍDUOS

NOBREGA, Claudia Coutinho^{1*}; LIMA, Kaliane dos Santos²; AMARAL, Larissa Nascimento do³; SILVA, Tayane de Siqueira⁴; ROCHA, Elisangela Maria Rodrigues⁵; PORTO, Camila de Almeida⁶; ARAÚJO, Raelson Farias⁷.

¹ Profª Titular da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Drª em Recursos Naturais, Brasil. *

² Graduanda em Engenharia Ambiental (UFPB), Técnica em Controle Ambiental (IFRN), Brasil.

³ Graduanda em Engenharia Ambiental (UFPB), Brasil.

⁴ Graduanda em Engenharia Ambiental (UFPB), Técnica em Saneamento (IFPE), Brasil.

⁵ Profª Titular da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Drª em Engenharia Civil e Saneamento Ambiental, Brasil.

⁶ Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFPB), Brasil.

⁷ Engenheiro Civil (UFPB), Brasil.

*correo autor correspondencia

Resumo

Embora exista uma preocupação constante quanto à destinação ambientalmente correta dos resíduos, nem todos possuem conhecimento sobre os impactos gerados aos ecossistemas e a degradação ambiental ocasionada pelo seu mau gerenciamento. Com isso, surge a necessidade de iniciativas que contribuam na construção de um futuro sustentável. A fim de minimizar os impactos ao meio ambiente, a Organização das Nações Unidas (ONU), em 2015, propôs uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, a Agenda 2030, composta por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O projeto Gaivotas se insere na sensibilização a respeito dos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados pelo descarte incorreto dos resíduos, por meio da divulgação de dados produzidos pelo uso do aplicativo Gaivotas, tendo aplicação direta nos ODS 6 (água potável e saneamento), 12 (consumo e produção responsáveis) e indireta nas ODS 14 (vida na água) e 15 (vida terrestre). O aplicativo supracitado tem a finalidade de coletar dados dos resíduos recolhidos e transformá-los em relatórios e informações que caracterizem o tipo do resíduo localizado em lugar inadequado, trazendo também informações como percentual de material coletado, quantidade de coleta na mesma região etc. O mesmo contribui com o engajamento social, uma vez que os usuários terão acesso às suas contribuições individuais e a dos demais usuários. Os dados apurados poderão ser utilizados por qualquer instituição, pois trará informações relevantes, como localização de acúmulos e tipos de resíduos encontrados. Conseqüentemente, ações efetivas de sensibilização poderão ser produzidas, junto a execução de ações corretivas e preventivas.

Palavras chave: Análise de dados; saneamento; resíduos sólidos; aplicativo.

1. Introdução

A Lei Federal nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) surge com a finalidade de proteger o meio ambiente, visando a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos e estabelece conceitos, princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes para a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos. Dentre os princípios, destaca-se a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos do fabricante ao consumidor, a fim de estimular a prevenção

e a redução na geração de resíduos, tendo como base o paradigma da mudança de hábitos de consumo, ou seja, incentiva o aumento da reutilização e da reciclagem dos resíduos sólidos e a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2010).

A limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos são um dos principais desafios das questões ambientais, que foi acelerado após a Revolução Industrial, com a produção massiva e o constante estímulo para compra e descarte de produtos. Tendo em vista que se trata de uma problemática de caráter social, ambiental e econômico, faz-se extremamente necessária a compreensão por parte da população e dos órgãos públicos e privados, sobre o seu papel para contribuir com a minimização dos impactos negativos gerados.

A criação de tecnologias para a execução de processos de gestão vem sendo cada vez mais instigado devido os avanços urbanísticos e industriais, sendo exemplo os desenvolvimentos de softwares através de plataformas de programação, contribuindo na criação de ferramentas que auxiliam na administração dos resíduos e no compartilhamento destes, integrando possíveis geradores e consumidores, com o intuito de agregar valor aos materiais que geralmente são descartados (Oliveira; Ferreira; Bazotti, 2019).

Diante disso, em 2020 surge o Programa Institucional Gaivotas, desenvolvido pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) em parceria com a Organização Não Governamental Engenheiros Sem Fronteiras, núcleo de João Pessoa - PB, que tem como objetivo gerar o engajamento social em ações ambientais e contribuir para a produção de conhecimento científico através do banco de dados gerados pelo aplicativo denominado "Gaivotas", que vem sendo desenvolvido.

O aplicativo Gaivotas visa disponibilizar um serviço interativo de coleta de dados referente aos resíduos sólidos encontrados descartados em locais inapropriados. Tudo isso por meio de uma interface intuitiva e de fácil manuseio. Esse aplicativo permite o cadastro e a análise de dados quali-quantitativos da região, gerados através de ações de limpeza de maneira individual ou coletiva e, posteriormente, ao cadastro das informações, serão gerados relatórios das informações registradas.

2. Metodologia

O programa apresenta uma composição metodológica baseada na abordagem quali-quantitativa, com ações estratégicas para despertar o interesse social em atuar de forma conjunta nas fases de teste do aplicativo em desenvolvimento e ações de limpeza nas praias de João Pessoa-PB e região. Tendo como base três etapas, sendo:

- **Divulgação:** Utilização de recursos virtuais para o desenvolvimento de ações de limpeza e conscientização da população, tendo como meio inicial de divulgação a rede social Instagram do projeto (@projgaivotas). Além disso, a participação em mutirões de limpeza realizados nas praias, utilizando o aplicativo como ferramenta de apoio e mostrando de forma prática as suas aplicabilidades.

- **Execução:** Atualização do aplicativo com novas funcionalidades e uso do aplicativo em ações, para teste de novas funções e experiência de novos usuários, visando a coleta dos dados e orientação quanto ao uso do aplicativo e atuação em ações de limpeza para o recolhimento de resíduos na área litorânea.

- **Análise:** Avaliação dos dados inseridos no aplicativo, como também criação de um canal de comunicação com as organizações interessadas (como universidades, empresas, instituições públicas ou privadas etc.) a fim de aperfeiçoar o objeto de estudo e a atuação na área ambiental.

A ferramenta desenvolvida consiste em um banco de dados com informações referentes à quantidade de resíduos encontrados e/ou coletados em locais inadequados na região metropolitana de João Pessoa-PB.

2.1. Desenvolvimento do aplicativo

Para a elaboração do aplicativo móvel para *smartphones*, com sistema operacional do tipo *android* e *IOS*, foi utilizado a plataforma de programação *XamarinFormse* a Interface de Programação de Aplicação (API) em *.Net Core*. Todas as funções disponíveis no *software* foram desenvolvidas em linguagem de programação *C#*.

A hospedagem da API é feita pelo *Azure*, que consiste em uma plataforma de computação em nuvem operada pela *Microsoft*. Já para o armazenamento do banco de dados em infraestrutura em nuvem é utilizado o *Firebase*, ferramenta lançado pela *Google*, e consiste em uma plataforma digital de desenvolvimento de aplicativos que oferece serviço de forma mais automatizada, é um conjunto de ferramentas compartilhadas gratuitamente, mas com uma limitação máxima para iniciantes (*Firebase*, 2023). Utilizando o banco de dados do tipo *NoSQL*, que se refere a dados sem uma estrutura relacional, ou seja, armazenam dados em um formato diferente das tabelas relacionais, para leitura e análise desses dados a ferramenta *Power BI*.

Na produção da interface do *software* mostrada aos usuários foi utilizada a plataforma de designer *Figma*, que se trata de uma ferramenta colaborativa para construção de design de interfaces e protótipos. Sendo inseridos botões para designar a opção de escolha, caixas de texto para a apresentação de informações pertinentes e a inserção de imagens para contribuir com a estética do produto, proporcionando assim um ambiente mais atrativo, interativo e, conseqüentemente, de fácil utilização.

3. Resultados e Discussão

O *software* segue em desenvolvimento e atualizações para ser disponibilizado na versão beta, atualmente está com o acesso liberado apenas para voluntários que contribuíram para alimentar o banco de dados nessa fase de testes. E é compatível com o sistema *Android* e *IOS*.

A tela inicial do aplicativo é composta pelas informações de login e botão para novos cadastros que direciona o usuário a registrar um e-mail e senha no primeiro acesso (Figura 1).

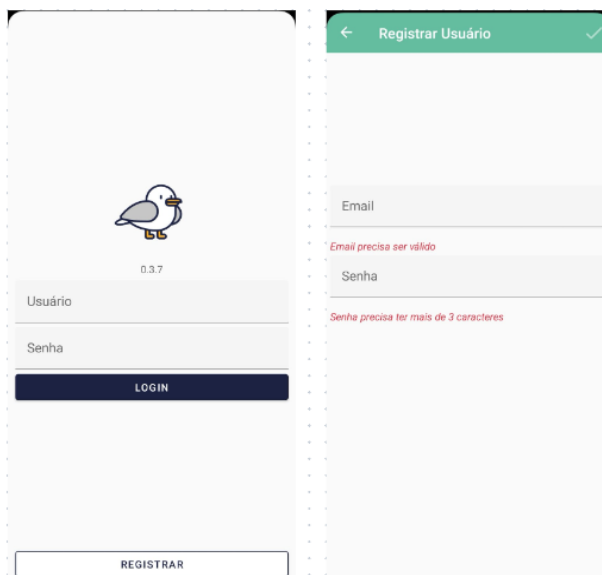


Figura 1: Telas a) autenticação/login e b) registro de novo usuário.

Fonte: App Gaivotas, 2023.

Após o usuário realizar o login, com suas informações pessoais de acesso, ele é redirecionado para a tela que apresenta dados gerais do uso do aplicativo e os dados individuais, essa tela contém o botão (ícone “+”) que o leva a escolher a modalidade de registro de dados, sendo elas individuais ou mutirão (Figura 2). A modalidade individual é indicada em atividades de menor escala, sendo possível quantificar os itens sem necessariamente pesar, diferente da modalidade mutirão que o usuário tem a opção de colocar a pesagem de acordo com a classificação do resíduo, no caso de ser feita a triagem do material coletado.

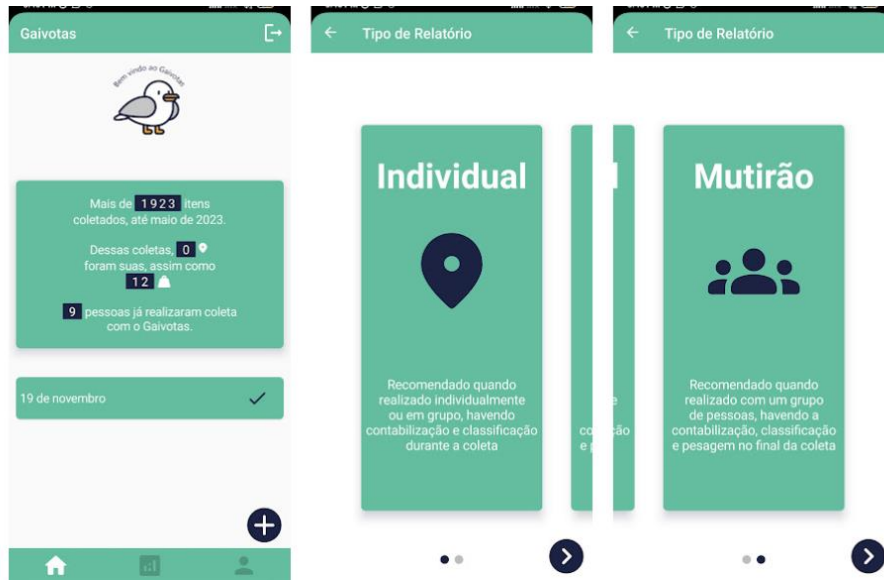


Figura 2: Telas a) informações prévias sobre os registros na conta do usuário, b) opção de registro do material coletado na modalidade individual e c) opção de registro do material coletado na modalidade mutirão.

Fonte: App Gaivotas, 2023.

A Figura 3 apresenta as formas de classificação e quantificação do resíduo localizado pelo usuário, sendo, na modalidade individual e na modalidade mutirão. A localização do ponto de registro dos dados é obtida de acordo com o gps do *smartphone* e registrado de acordo com a latitude e longitude.

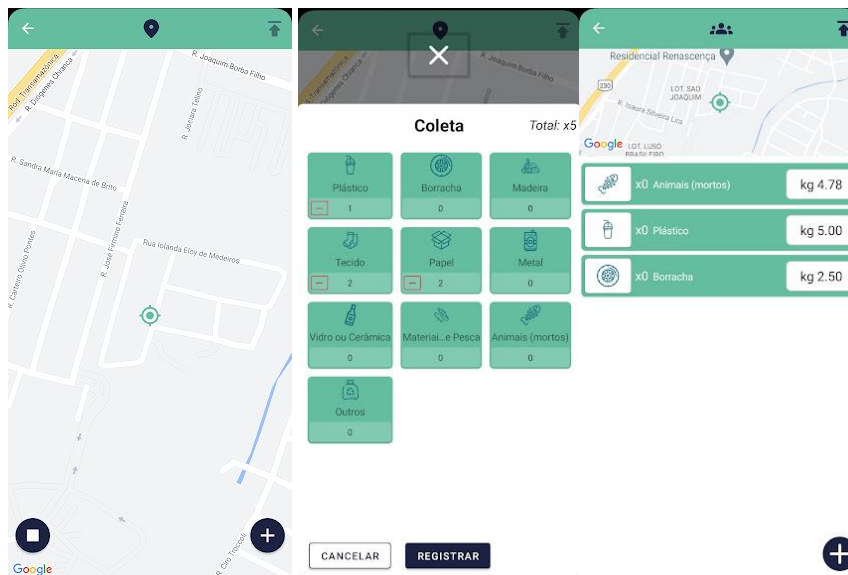


Figura 3: Telas a) referência geográfica do usuário e opção de cadastro de novos dados no aplicativo, b) Identificação e quantidade do material coletado na modalidade individual e c) Identificação e quantidade do material coletado na modalidade mutirão.

Fonte: App Gaivotas, 2023.

Com os dados registrados pelo usuário é gerado um relatório em forma de gráfico, contendo a porcentagem de cada tipo de material coletado, auxiliando então na visualização mais precisa dos itens em maior e menor quantidade, sendo esse dado de suma importância para registros da coleta, conforme apresentado na Figura 4. Além disso, está em desenvolvimento uma nova tela para registro de dados, na modalidade de organização, essa opção permitirá que os dados registrados por organizações sejam restritos a eles ou suba com a descrição de quem os colocou, a mesma ainda se encontra em manutenção.

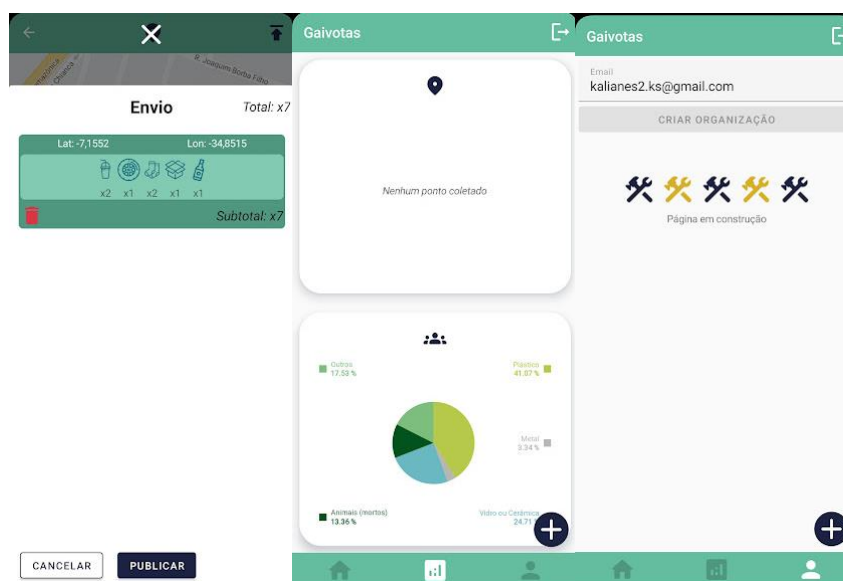


Figura 4: Telas a) dados registrados e coordenada geográfica, b) gráfico com os dados registrados e c) opção de cadastro de organização, página em construção.

Fonte: App Gaivotas, 2023.

Os testes realizados ajudaram a identificar pontos que precisaram sofrer melhorias, do ponto de vista do usuário, de modo que a aplicação das funcionalidades se mantivesse intuitivas, objetivas e claras. A partir da simulação operacional do aplicativo em sua fase de produção, houve a possibilidade de se extrair informações sobre a utilização do aplicativo, sendo elas positivas ou negativas, visando a melhoria contínua do programa Gaivotas, objetivando atender satisfatoriamente às necessidades do público. Para isso, torna-se necessário um público disposto a ajudar na realização destas simulações, onde eles adquiram o *download* do aplicativo móvel e façam uso em diversas ações cotidianas. Também com o intuito de receber *feedbacks* que contribuam para o aperfeiçoamento contínuo da ferramenta. Vale salientar que, esses testes têm apresentado resultados satisfatórios quanto ao objetivo do aplicativo. Em uma das ações realizadas na praia de Intermares, localizada na cidade de Cabedelo – PB/Brasil, foi possível identificar que dentre os resíduos coletados em maior quantidade ficou as bitucas de cigarro, cerca de 2,92 kg (Figura 5), o mesmo foi registrado junto com os demais plásticos. Com esses dados é possível trabalhar ações corretivas em cima dessa problemática, de modo a incentivar o descarte ambientalmente adequado dos banhistas fumantes.



Figura 5: Gráfico gerado após a caracterização do material coletado em ação de limpeza em modalidade mutirão.

Fonte: App Gaivotas, 2023.

Após o desenvolvimento da versão final do aplicativo, pretende-se disponibilizá-lo de forma livre e gratuita para *download* no *Google Play Store* e *Apple Store*.

4. Conclusão

Embora existam medidas quanto ao manejo dos resíduos sólidos descritas na Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e na Lei nº 14.026 de 15 de julho de 2020 (Brasil, 2020), que atualiza o marco legal do saneamento básico, ainda tem muito o que avançar, em termos práticos quanto ao reaproveitamento, reciclagem, reutilização e destinação final ambientalmente correto, para que assim as metas e objetivos dispostos nas leis sejam atingidos.

Desse modo, vale salientar a importante relevância no desenvolvimento de tecnologias com escopos que visam a redução do resíduo sólido e a ampliação da reciclagem, reuso e reaproveitamento desse material. Além de abordarem informações referentes ao montante de resíduos gerados e descartados de forma inadequada pela população da região, tendo como consequência gerar um pensamento de responsabilidade quanto ao descarte do resíduo gerado de forma individual.

Os relatórios finais gerados nas ações, poderão ser usados cientificamente como base de dados para estudos sociais sobre o modo de vida que os moradores da área coletada estão tendo. Logo, surge uma nova frente de atuação voltada para educação ambiental e conscientização da população quanto às suas atitudes em relação ao resíduo sólido produzido.

Portanto, o aplicativo Gaivotas vem se desenvolvendo de forma coerente ao que foi proposto inicialmente de objetivo para o seu uso. Com o surgimento de novas versões ele mostra um grande potencial de abrangência de diferentes localidades, tanto de toda região metropolitana de João Pessoa-PB como a sua distribuição para outras cidades costeiras. Além disso, com uma maior área de atuação, ele servirá não só para registrar os resíduos encontrados em faixas de praia, mas também em outras áreas de ocupação humana, como em margens de rios e bordas de florestas.

Referências

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Marco Nacional do Saneamento Básico. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm (Acesso 24/02/2023)

BRASIL. Lei nº 96, de 6 de junho de 2017. Meio Ambiente. Constituição Federal. Art 225. Jun. 2017. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/Constituicao.htm (Acesso 28/02/2023)

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm#:~:text=LEI%20N%C2%BA%2012.305%2C%20DE%202%20DE%20AGOSTO%20DE%202010.&text=Institui%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,1998%3B%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias (Acesso 24/02/2023)

Firebase, 2023. Documentação do Firebase. <https://firebase.google.com/docs?hl=pt-br> (Acesso 26/02/2023).

OLIVEIRA, G. E.; FERREIRA, M. R.; BAZOTTI, P. D. Gerenciamento da Coleta Seletiva com Auxílio de um Aplicativo Mobile. Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação (EIGEDIN), v. 3, n.1, 2019. <https://periodicos.ufms.br/index.php/EIGEDIN/article/view/8589> (Acesso 28/02/2023)

ANÁLISIS DE PROPIEDADES DE ÁRIDO RECICLADO CERÁMICO PARA LA FABRICACIÓN DE HORMIGÓN

Vidal-Herrero, Cristina^{1*}; Roig-Flores, Marta¹; Piquer, Ana¹; Hernández-Figueirido, David¹; Alberó, Vicente¹

¹CECOM - Grupo de Cálculo de Estructuras y Mecánica Computacional, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, España

*al415958@uji.es

Resumen

Uno de los problemas principales de la industria y de la construcción es la gran cantidad de producción de residuos que se producen al año, creando grandes problemas medioambientales. En este estudio se analiza la posibilidad de sustituir el árido natural en la fabricación de hormigón por residuos cerámicos como alternativa. El espesor de las piezas originales va a limitar el tamaño de árido que se puede conseguir tras el proceso de reciclado, que se limita al machaqueo de la pieza original. Los materiales cerámicos están compuestos principalmente por dióxido de silicio, óxido de aluminio y óxido férrico, por lo que tendrán buena compatibilidad con el hormigón. Son materiales resistentes a la abrasión y al calor con un bajo coeficiente de expansión térmica, además de ser unos materiales con una gran resistencia al desgaste, inercia química y de gran longevidad. En este estudio se analizan varias propiedades físicas de áridos reciclados cerámicos recogidos en la literatura, comparando según tipología, composición química, propiedades geométricas, color, densidad y absorción de agua. De los estudios analizados se deduce que el árido reciclado cerámico puede tener propiedades tanto mecánicas como de durabilidad comparables con los áridos naturales provenientes de cantera, y por tanto es apto para la fabricación de hormigón. Este hormigón sería más sostenible tanto ambiental como económicamente, manteniendo unas propiedades físicas similares.

Palabras clave: Hormigón; residuo; cerámica; árido; propiedades

1. Introducción

La arena, grava y piedra machacada (áridos en general) son los materiales de los que más volumen se extrae de la Tierra (Bendixen et al., 2021), y constituyen la base de las construcciones e infraestructuras modernas así como materias primas para las industrias farmacéutica, cosmética y electrónica. En el sector de la construcción los áridos se utilizan para la fabricación de hormigón, pavimentos asfálticos, rellenos, entre otros. El hormigón es el material más utilizado en la industria de la construcción, y aunque las proporciones varían según el tipo de hormigón, para composiciones convencionales, se considera que el 70% de su volumen lo forman los áridos (45% grava y 25% arena), el 18.5% agua, 10% cemento y 1.5% de aire (UNEP, 2019). En dosificaciones habituales para la fabricación de elementos de hormigón armado, se suelen utilizar para cada metro cúbico de hormigón, alrededor de 300 kg/m³ de cemento y alrededor de 1800 kg/m³ de árido, aunque estas proporciones varían según las propiedades buscadas. Por ello, como números aproximados, se estima que para la fabricación de hormigón de cada tonelada de cemento que se utiliza, se necesitan unas 6-10 toneladas de árido.

Los volúmenes de extracción de áridos están documentados sólo en algunas regiones, sin embargo, la producción de cemento sí que se encuentra bien documentada en todo el mundo. En general, se suele estimar la producción de áridos como 10 veces la producción de cemento (UNEP, 2019). En las dos últimas décadas la producción global de cemento y áridos se ha triplicado, en 2017 la producción global de cemento se estima en 4,1 mil millones de toneladas, y por tanto la producción global de áridos en 41 mil millones de toneladas (UNEP, 2019). Desde entonces la producción ha aumentado solo ligeramente, llegando a 4,17 mil millones de toneladas de cemento en 2020, de los cuales el 57% corresponden a China, 7% a India, 6,1% los países europeos miembros de CEMBUREAU, 2,1% a EEUU y 27,6% serían el resto de países (CEMBUREAU, 2023).

La extracción de áridos supone un impacto medioambiental elevado, afecta a la topografía del terreno, y puede afectar a las redes de agua potable y a las costas, con impactos registrados en la vegetación y en la fauna e incluso llegando a afectar a los ciclos de carbono y nitrógeno de algunos ecosistemas. Bendixen et al., (2021) han analizado el impacto que la extracción de áridos tiene sobre los distintos objetivos de desarrollo sostenible (ODS). En dicho estudio, estiman que afecta negativamente a 8 ODS, debido a su influencia en el aumento de desastres naturales, actividades ilegales e inseguras de minería, emisiones de CO₂ de las construcciones y desigualdades entre países, entre otros.

Para disminuir el impacto ambiental de la fabricación de hormigón, en los últimos años se ha ido investigando el uso de áridos reciclados procedentes de demoliciones, plantas de hormigón, subproductos de procesos industriales y otros residuos. Actualmente, sólo unos pocos países utilizan más de un 20% de áridos procedentes de materiales reciclados en sus construcciones: Bélgica, Malta, Holanda y el Reino Unido. En las construcciones realizadas en España solo un 2% de los áridos utilizados es de origen reciclado (UEPG, 2020). El Código Estructural publicado en 2021 acepta el uso de áridos reciclados para la fabricación de hormigón estructural, pero lo limita a áridos obtenidos a partir de reciclado de residuos de hormigón, excluyendo materiales de otros orígenes. Estos otros materiales, por ejemplo los de origen cerámico, sí que se podrían utilizar para la fabricación de hormigones no estructurales.

En Europa, la industria cerámica produce el 25% de la producción de cerámica mundial, y gran parte de esa producción proviene de España, que en 2021 fue el cuarto productor mundial (Ceramic World Review, 2022). En el terreno nacional, el 94% de la industria cerámica se concentra principalmente en la provincia de Castellón. La fabricación de cerámica comporta un gran impacto medioambiental tanto por la emisión de CO₂ como por la producción de residuos y es por eso por lo que en las últimas décadas se ha investigado el uso de áridos reciclados procedentes de piezas cerámicas en el hormigón. Esto es posible gracias a las excelentes propiedades que ofrece la cerámica, como la resistencia al desgaste o la durabilidad.

Este trabajo realiza un estudio bibliográfico sobre propiedades de áridos reciclados de origen cerámico analizados en distintas publicaciones. El objetivo de este trabajo es detectar patrones y tendencias en las propiedades según distintos materiales y analizar su potencial uso como árido para la fabricación de hormigón.

2. Metodología

Para realizar este trabajo, se ha realizado una base de datos utilizando una hoja de Microsoft Excel. Como herramientas de búsqueda de artículos se han utilizado Google Académico y Scopus. En total se han analizado 60 artículos internacionales publicados entre 2005 y 2021. El criterio base para la selección de los artículos es que los áridos estudiados sean material cerámico reciclado de origen industrial o subproductos de procesos de fabricación. Los estudios seleccionados deben incluir datos sobre la composición química (contenido en óxidos) y/o datos sobre algunas de las propiedades físicas más relevantes para la fabricación de hormigón, como son el tamaño de partícula (árido fino o arena, tamaño < 4 mm, árido grueso o grava > 4 mm), la densidad (kg/m³) y la absorción de agua (%).

Durante la realización de la base de datos se han detectado dos dificultades principales. La primera es que la mayoría de estudios que analizan la composición química no analizan las propiedades físicas mencionadas, y viceversa. Por ello, el análisis de resultados se divide en esas dos partes. La segunda dificultad encontrada es la dispersión de la información incluida sobre la propiedad de la densidad, sobre la que algunos artículos incluyen datos sobre la densidad aparente compactada, densidad aparente suelta, en estado saturado o seco, o densidad de partícula, dificultando la comparación. Por ello, en este trabajo se han considerado 33 trabajos de los 60 analizados, todos publicados entre 2007 y 2019: en el análisis de composiciones químicas se han considerado 10 estudios (que estudian 18 materiales) y en el análisis de propiedades físicas, sólo se han considerado los 10 estudios que dan información sobre la densidad de partícula en estado seco. Los estudios considerados en la primera parte son Pacheco-Torgal y Jalali, 2010; Pitarch et al., 2019, Elçi, 2016; Tavakoli et al., 2013; Halicka et al., 2013; Higashiyama et al., 2012; Medina et al., 2012a, 2012b; Binici, 2007; Canbaz, 2016. Los estudios considerados en la segunda parte son Medina et al., 2012a; 2012b, 2013, 2016; Halicka et al., 2013; García-Gonzalez et al., 2015; Alves et al., 2014; Higashiyama et al., 2012; Liu et al., 2015; Gonzalez-Corominas y Etxeberria 2014.

3. Resultados

3.1. Composición química

La Figura 1 muestra la distribución de la composición en óxidos de los estudios considerados. Se aprecia que la mayoría de los productos cerámicos incluidos están formados en más del 75% por óxidos de silicio, óxidos de aluminio y óxidos de hierro en ese orden.

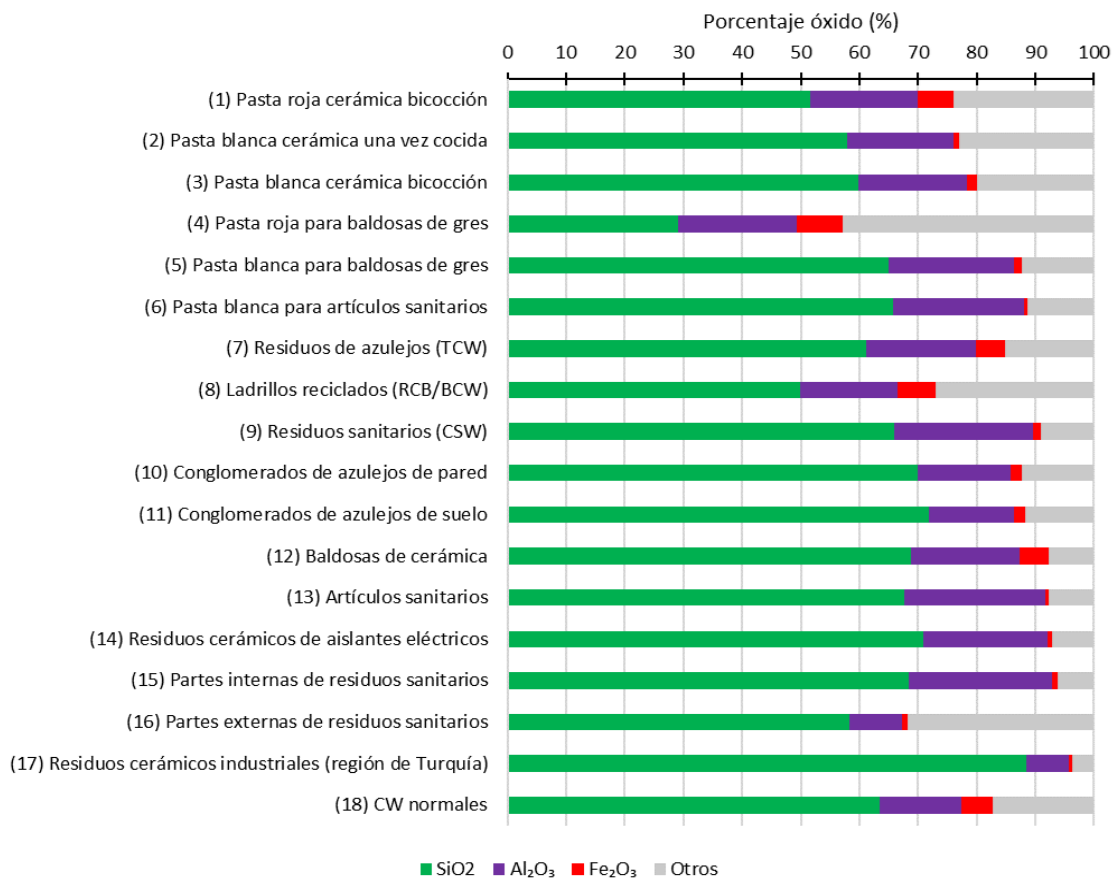


Figura 1. Composición química: porcentaje de óxido de silicio, aluminio y hierro.

Comparando los porcentajes de óxido de silicio y óxido de hierro, se detecta una correlación lineal inversa (Figura 2) entre estos dos óxidos. Se pueden clasificar dos grupos de materiales: los materiales cerámicos con bajo contenido en hierro ($\approx 2\%$, círculos verdes) y materiales cerámicos con alto contenido en hierro ($>4\%$, diamantes rojos). Analizando la procedencia de dichos materiales, los residuos cerámicos bajos en hierro son materiales cerámicos obtenidos a partir de pastas blancas de los cuales la gran mayoría son artículos sanitarios. Por otra parte, los residuos cerámicos con altos contenidos en hierro son los obtenidos a partir de pastas rojas como las baldosas de cerámica, los ladrillos reciclados, los residuos de azulejos o la pasta roja cerámica bicocción.

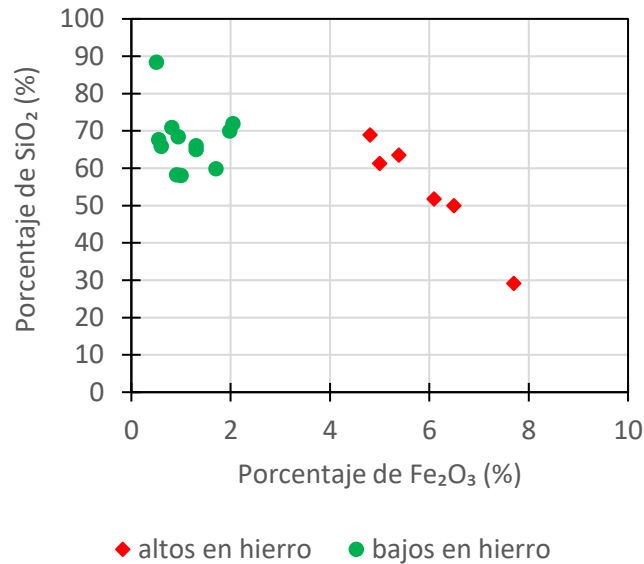


Figura 2. Relación lineal entre el contenido en SiO_2 vs Fe_2O_3 de los áridos reciclados cerámicos.

No se han encontrado relaciones claras entre los contenidos en el resto de óxidos. Por su relevancia en la durabilidad del hormigón, se ha analizado también la relación entre el porcentaje de óxidos de sodio y potasio con el contenido en óxido de hierro (Figura 3). La presencia de álcalis en hormigón, por ejemplo, el sodio o el potasio, pueden dar lugar a la reacción árido-álcali, de naturaleza expansiva y que puede generar fisuras y problemas de durabilidad. En la mayoría de los materiales analizados no hay diferencias, pero en algunos casos se detectan materiales con alto contenido en óxido de hierro con mayor contenido en álcalis.

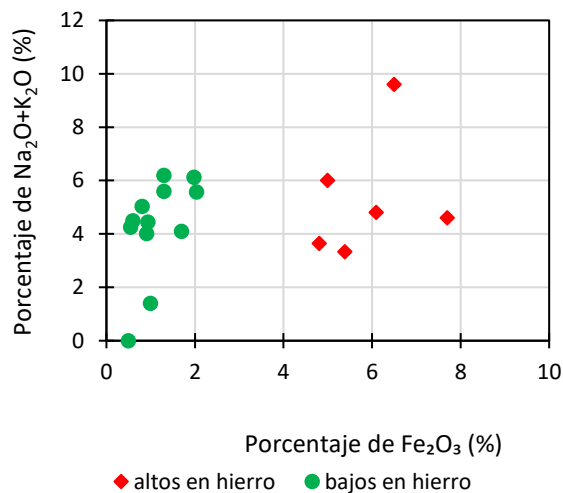


Figura 3. Relación entre el contenido en álcalis (sodio-potasio) vs Fe_2O_3 de los áridos reciclados cerámicos.

3.2 Propiedades físicas

La Figura 4 muestra la relación entre la densidad de partícula y la absorción de agua de los residuos cerámicos estudiados indicando con círculos de color naranja los datos correspondientes a áridos de la fracción fina (arena, tamaño < 4 mm) y con diamantes azules los datos de áridos de fracción gruesa (grava, tamaño > 4 mm). En esta gráfica se desprende que no hay diferencias para las propiedades físicas analizadas entre los áridos finos y los áridos gruesos.

La densidad de partícula de los materiales analizados comprende valores entre 1500 y 3000 kg/m³ y la absorción de agua presenta valores que llegan hasta un 17%. Se detecta una tendencia descendente, donde los materiales con menor densidad también tienen mayor absorción de agua.

Aunque el Código Estructural no incluye los áridos reciclados de origen cerámico, en el caso de áridos reciclados procedentes de residuos de construcción y demolición se limita el valor de absorción del árido grueso a un 7%. Se observa que los productos con mayor densidad de partícula cumplen dicho límite de referencia. Además, la densidad de los materiales con baja absorción de agua (< 7%) es próxima a los 2500 kg/m³, valor similar a la densidad de partícula de los áridos silíceos o calizos utilizados habitualmente en la fabricación de hormigón, con densidad de partícula alrededor de 2650 kg/m³. Estos materiales cerámicos son principalmente artículos sanitarios y azulejos de suelo y pared.

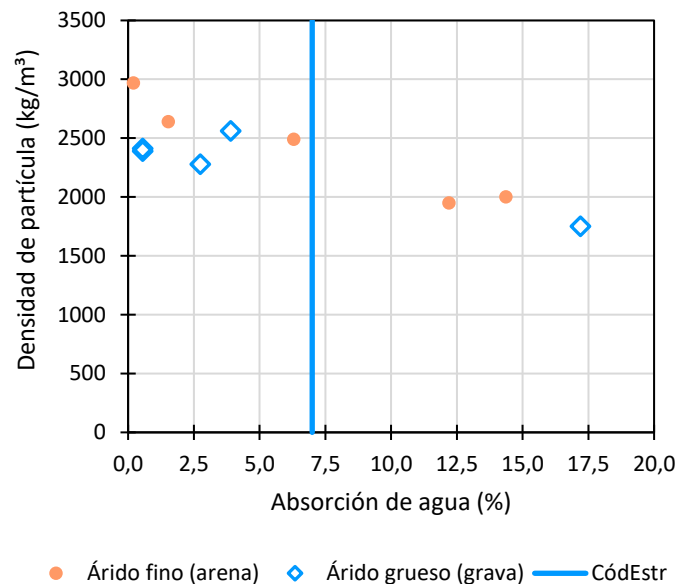


Figura 4. Relación entre la densidad de partícula y la absorción de agua de los áridos reciclados cerámicos

4. Discusión

El Código Estructural publicado en 2021 incluye el uso de árido reciclado para la fabricación de hormigón estructural, sin embargo, este uso se encuentra todavía limitado. Sólo se puede utilizar árido obtenido como producto de una operación de reciclado de residuos de hormigón, para su utilización como árido grueso (grava), y en porcentajes de sustitución como máximo de un 20% sobre el contenido total de árido grueso. Además, sólo se podrá utilizar para hormigones con resistencia característica no superior a 40 MPa, y sólo para hormigón en masa y hormigón armado, y se excluye el hormigón pretensado.

Los áridos analizados en este estudio están fuera del alcance del presente Código Estructural. Sin embargo, los áridos reciclados de origen cerámico, en particular los obtenidos a partir de piezas cerámicas de pasta blanca o artículos sanitarios se consideran de gran potencial para su uso en hormigón estructural. A

diferencia de los áridos obtenidos de cerámica de pasta roja, los de artículos sanitarios o pasta blanca tienen valores de densidad y absorción muy similares a los de los áridos naturales utilizados habitualmente.

La ampliación de los códigos para permitir la inclusión de materiales cerámicos con propiedades adecuadas contribuiría a la reducción del consumo de áridos naturales, a la reducción de materiales cerámicos que se depositan en vertederos, y a la construcción de elementos estructurales más sostenibles.

5. Conclusiones

Las principales conclusiones extraídas del análisis de la base de datos realizada son las siguientes:

- Los áridos reciclados obtenidos de piezas cerámicas de pastas rojas son los que tienen más contenido de óxido de hierro, todas ellas con una proporción superior al 4% y generalmente producen áridos de menor densidad de partícula que los áridos naturales y mayor absorción de agua.
- Los áridos reciclados obtenidos de piezas cerámicas de pasta blanca o productos sanitarios tienen menor contenido en óxido de hierro, producen áridos con densidad de partícula similar a la de los áridos naturales (alrededor de 2650 kg/m³) y valores de absorción de agua por debajo del 7%.
- Estos áridos son de especial interés para su introducción en hormigón estructural, según las limitaciones del "Código Estructural", el resto necesitarían estudios adicionales o se podrían considerar para elementos no estructurales.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento al Programa Estudia e Investiga de la Universitat Jaume I y a la ayuda prestada en el marco del proyecto UJI-B2021-34.

Referencias

- Alves, A.V., Vieira, T.F., De Brito, J. and Correia, J.R., 2014. Mechanical properties of structural concrete with fine recycled ceramic aggregates. *Construction and Building Materials*, 64, 103-113., <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.04.037s>
- Bendixen, M., Iversen, L.L., Best, J., Franks, D.M., Hackney, C.R., Latrubesse, E.M. and Tusting, L.S., 2021. Sand, gravel, and UN Sustainable Development Goals: Conflicts, synergies, and pathways forward. *One Earth*, 4(8), 1095-1111. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.07.008>
- Binici, H., 2007. Effect of crushed ceramic and basaltic pumice as fine aggregates on concrete mortars properties. *Construction and building materials*, 21(6), 1191-1197., <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2006.06.002>
- Canbaz, M., 2016. The effect of high temperature on concrete with waste ceramic aggregate. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering*, 40, 41-48., <https://doi.org/10.1007/s40996-016-0002-7>
- CEMBUREAU Key Facts & Figures <https://cembureau.eu/about-our-industry/key-facts-figures/> (acceso 20/03/2023).
- Ceramic World Review 148/2022 <https://ceramicworldweb.com/en/magazines/ceramic-world-review-1482022> (acceso 20/03/2023).
- Código Estructural 2021, Gobierno de España - Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana, Real Decreto 470/2021, BOE-A-2021-13681

- Elçi, H., 2016. Utilisation of crushed floor and wall tile wastes as aggregate in concrete production. *Journal of Cleaner Production*, 112, 742-752. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.003>
- García-González, J., Rodríguez-Robles, D., Juan-Valdés, A., Morán-del Pozo, J.M. and Guerra-Romero, M.I., 2015. Ceramic ware waste as coarse aggregate for structural concrete production. *Environmental technology*, 36(23), pp.3050-3059., <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951076>
- Gonzalez-Corominas, A. and Etxeberria, M., 2014. Properties of high performance concrete made with recycled fine ceramic and coarse mixed aggregates. *Construction and building materials*, 68, 618-626., <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.07.016>
- Halicka, A., Ogrodnik, P. and Zegardlo, B., 2013. Using ceramic sanitary ware waste as concrete aggregate. *Construction and Building Materials*, 48, 295-305 <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.06.063>
- Higashiyama, H., Yagishita, F., Sano, M. and Takahashi, O., 2012. Compressive strength and resistance to chloride penetration of mortars using ceramic waste as fine aggregate. *Construction and Building Materials*, 26(1), 96-101. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.05.008>
- Liu, F., Liu, J., Ma, B., Huang, J. and Li, H., 2015. Basic properties of concrete incorporating recycled ceramic aggregate and ultra-fine sand. *Journal of Wuhan University of Technology-Mater. Sci. Ed.*, 30(2), 352-360.<https://doi.org/10.1007/s11595-015-1152-3>
- Medina, C., De Rojas, M.S. and Frías, M., 2012a. Reuse of sanitary ceramic wastes as coarse aggregate in eco-efficient concretes. *Cement and concrete composites*, 34(1), 48-54. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2011.08.015>
- Medina, C., Frías, M. and De Rojas, M.S., 2012b. Microstructure and properties of recycled concretes using ceramic sanitary ware industry waste as coarse aggregate. *Construction and Building Materials*, 31, 112-118., <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.12.075>
- Medina, C., De Rojas, M.S., Thomas, C., Polanco, J.A. and Frías, M., 2016. Durability of recycled concrete made with recycled ceramic sanitary ware aggregate. *Inter-indicator relationships. Construction and Building Materials*, 105, 480-486., <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.12.176>
- Medina, C., De Rojas, M.S. and Frías, M., 2013. Properties of recycled ceramic aggregate concretes: water resistance. *Cement and Concrete Composites*, 40, 21-29., <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2013.04.005>
- Pacheco-Torgal, F. and Jalali, S., 2010. Reusing ceramic wastes in concrete. *Construction and building materials*, 24(5), 832-838. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2009.10.023>
- Pitarch, A.M., Reig, L., Tomás, A.E. and López, F.J., 2019. Effect of tiles, bricks and ceramic sanitary-ware recycled aggregates on structural concrete properties. *Waste and Biomass Valorization*, 10, 1779-1793. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0154-0>
- Tavakoli, D., Heidari, A. and Karimian, M., 2013. Properties of concretes produced with waste ceramic tile aggregate. *Asian Journal of Civil Engineering*, 14(3), 369-382. [http://refhub.elsevier.com/S2352-7102\(21\)00425-3/sref24](http://refhub.elsevier.com/S2352-7102(21)00425-3/sref24)
- UEPG, Union Européenne des Producteurs de Granulats - Europäischer Gesteinsverband - European Aggregates Association, Annual Review (2019–2020) United Nations Environment Programme (UNEP). Sand and Sustainability: Finding new solutions for environmental governance of global sand resources. February 2019, ISBN No: 978-92-807.

INFLUENCIA DEL SARS-COV-2 EN LA GENERACIÓN DE RESIDUOS DE CASTELLÓ DE LA PLANA

Badenes Catalán, Cristóbal¹; Moreno Solaz, Héctor^{1*}; Fernández Moreno, Mónica¹;

Gallardo Izquierdo, Antonio²; Artacho Ramírez, Miguel Ángel³

¹Ayuntamiento de Castelló de la Plana, Castellón, España

²Universitat Jaime I, Castellón, España

³Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España

*hecmor@castello.es

Resumen

La gestión municipal de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Castelló de la Plana ha visto alterada su evolución durante la pandemia de SARS-CoV-2. El análisis de la evolución interanual de la serie histórica 2017-2022 presenta una reducción generalizada de la producción de residuos en los años 2020 y 2021, que se debió a los descensos en la recogida de la fracción resto, de hospitales, de mercados y de los servicios de recogida puerta a puerta de residuos vegetales y voluminosos. Asimismo, destaca el descenso de la recogida de residuos procedentes de la limpieza viaria, debido a los confinamientos domiciliarios en diferentes periodos. Por el contrario, las tasas de recogida selectiva presentaron un aumento de sus valores sin precedentes, especialmente en los residuos de vidrio y envases ligeros. El objetivo del presente estudio es analizar los comportamientos que han experimentado las tasas de recogida selectiva en el periodo de pandemia respecto a años precedentes y las posibles causas.

Palabras clave: SARS-CoV-2; residuos sólidos urbanos; recogida selectiva.

1. Introducción

Castelló de la Plana es un municipio de España situado en la Comunitat Valenciana. Cuenta con una población de 172.589 habitantes en 2021, dividida en 6 distritos, uno de ellos en la costa, El Grao. De forma dispersa, también se encuentran grupos de viviendas unifamiliares repartidos por el extrarradio del municipio. Alrededor del núcleo urbano, se ubican los polígonos industriales. Además, al ser un municipio costero, cuenta con alrededor de 4 kilómetros de playa.

Los residuos gestionados por el Ayuntamiento de Castelló de la Plana son los asimilables a domésticos, incluyendo todos los orígenes: establecimientos de hostelería, comercios, mercados, hospitales e incluso industrias siempre que cumplan la definición y límites establecidos por la Ley 7/2022, de residuos y suelos contaminados para la economía circular.

En este trabajo se analiza la evolución de las tasas de generación y reciclaje de los residuos de Castelló de la Plana en los últimos años, centrándose en las tendencias provocadas por el COVID19 (SARS-CoV-2) que han influido directamente en el consumo y en la generación de residuos de la población y que tuvo su mayor afección en el 2020, tal y como se ha demostrado en otros países como Canadá (Charlebois et al., 2021).

2. Metodología

Para su estudio, las categorías en las que se han dividido los residuos gestionados por el Ayuntamiento de Castelló de la Plana son:

- Residuos contenerizados: incluyen las fracciones reciclables (envases, vidrio, papel y cartón; y biorresiduos) que son recogidas con frecuencias variables en los contenedores identificados por los colores amarillo, verde, azul y marrón, respectivamente; y los residuos mezclados, que incluyen la recogida de basura urbana (doméstica y establecimientos de hostelería), los mercados ambulantes y la fracción hospitalaria asimilable a residuos urbanos que es recogida, principalmente, con frecuencia diaria en un contenedor gris.
- Residuos no contenerizados: que incluyen los residuos de la limpieza de calles, residuos voluminosos y de poda recogidos puerta a puerta, y los residuos voluminosos y de poda de los puntos limpios de la ciudad.

Los datos de generación de residuos de Castelló de la Plana se obtienen de la información diaria recogida del sistema conectado a las diferentes básculas que utilizan los vehículos de recogida de cada fracción una vez que llegan a la planta de transferencia o valorización correspondiente. El total de residuos por año se calcula como la suma de todos los tipos de residuos recogidos analizados.

El periodo de análisis es del 1 de enero de 2017 al 31 de diciembre de 2021, para los seis distritos de Castelló de la Plana. Cabe destacar que la implantación de la recogida de biorresiduos en la ciudad se llevó a cabo en 2020, a efectos de la contabilización de esta fracción en la serie histórica.

La recogida de residuos domésticos y asimilables, en términos de itinerarios o servicios al ciudadano, no experimentó modificaciones sustanciales durante la pandemia, puesto que las instrucciones emitidas por las autoridades incidían principalmente en la forma de entrega de los residuos por parte de los productores, con la introducción de los residuos procedentes de los pacientes en doble bolsa, que a su vez se introducía en la de residuos de la fracción resto, como medida de precaución en la manipulación en las instalaciones de tratamiento.

3. Resultados

Se analiza a continuación la generación de los residuos recogidos durante el período de análisis.

La Figura 1 muestra la generación de los residuos recogidos por año divididos en contenerizados y no contenerizados, así como la población de la ciudad. En ella, se observa una disminución en el peso de los residuos para el 2020, de un 6,98% respecto a 2019, a pesar del aumento del 1% de la población. Ello está en la línea de Cai et al. (2021), que también detectó una caída en la generación de residuos en varios países (EEUU, Brasil, Canadá, Reino Unido, Francia e Italia) con motivo de la pandemia.

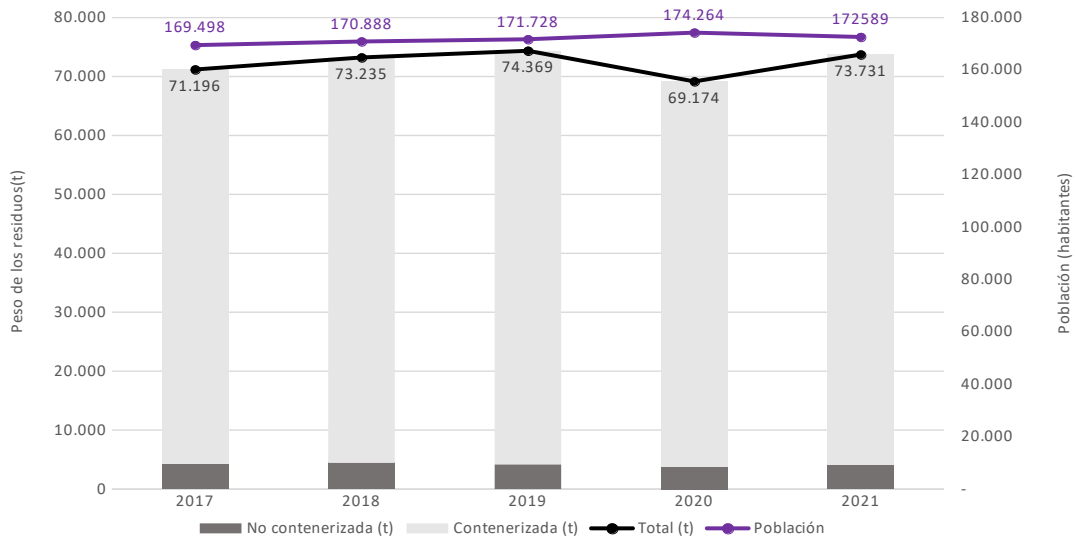


Figura 1. Cantidades de residuos recogidos por año (t)

La Figura 2 muestra la distribución en fracciones de los residuos contenerizados. En ella se observa que la generación de residuos mezclados experimentó un claro cambio de tendencia en 2020, cuando se recogió un 9,48% menos que en 2019. Además, esta tendencia se mantuvo en 2021, cuando los residuos mezclados supusieron el 86,14% del total de residuos contenerizados, siendo el menor valor de la serie histórica.

Sin embargo, es curioso observar cómo la recogida selectiva de residuos aumentó en la ciudad en dicho periodo (Figura 3), contrariamente a lo ocurrido con los residuos mezclados. Destaca el incremento del 21,88% de 2020 respecto de 2019, donde las fracciones selectivas tradicionales (papel-cartón, envases, vidrio) aumentaron; y, además, por la nueva implantación de la recogida selectiva de biorresiduos. A este respecto, cabe destacar que esta última sólo contribuyó en un 1,25% respecto del total de selectiva recogida ya que se implantó en septiembre de 2020. Esta tendencia continuó en 2021, donde el conjunto de las fracciones selectivas alcanzó el 13,52% del total de residuos contenerizados que, aun siendo un porcentaje bajo, es el mejor dato de la serie histórica. La ratio por habitante ascendió este año a 54,53 kg/persona, siendo también el mejor valor de la serie histórica.

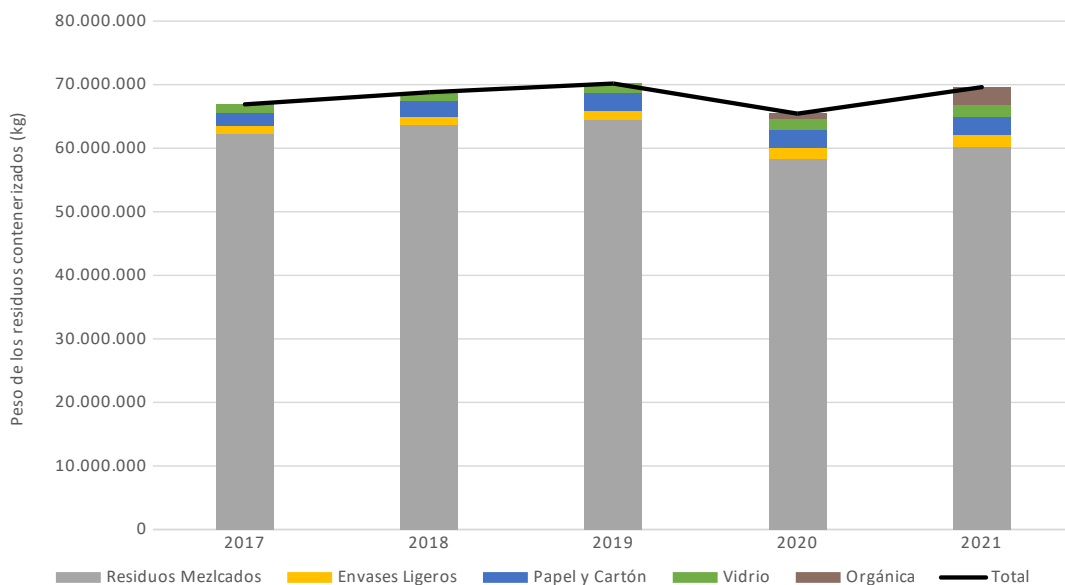


Figura 2. Cantidad de residuos recogidos en contenedores de la vía pública (t)

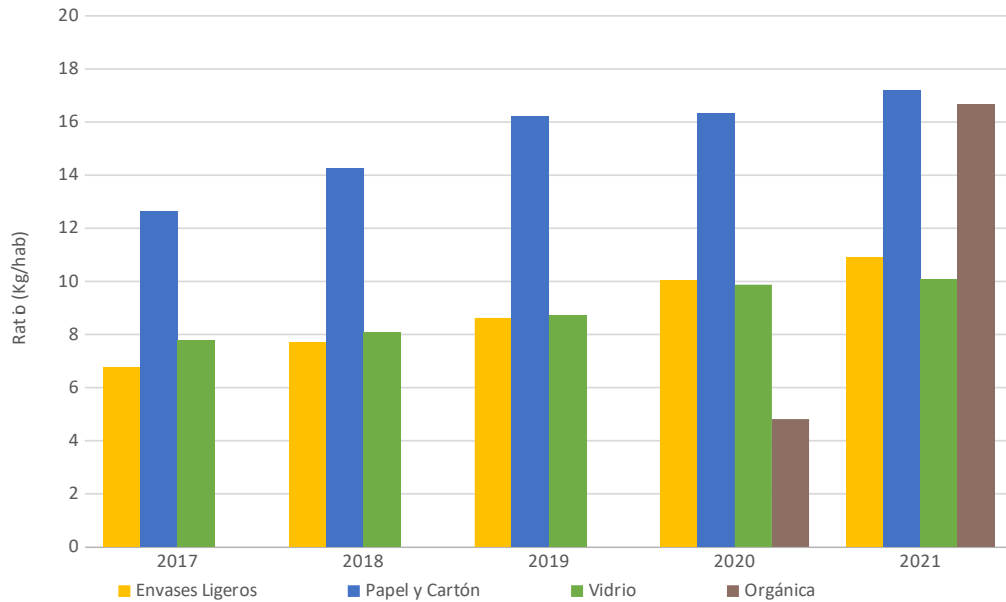


Figura 3. Ratios de recogida de las fracciones de selectiva (kg/hab)

Si se observa en detalle la evolución de cada una de las fracciones, en los envases ligeros se experimentó un fuerte incremento en la ratio de kilogramos por habitante y año en 2020 comparado con 2019 con un valor del 16,26% que puede deberse a que la pandemia indujo a una necesidad irracional de acumular víveres envasados en plástico (Sharma et al., 2020).

La recogida de papel y cartón creció sólo ligeramente en 2020 comparada con los crecimientos interanuales registrados hasta 2019. El aumento ligero de 2020 respecto de 2019, del 0,63% en la ratio kg/hab, puede deberse a que, aunque los grandes productores de este tipo de residuos como tiendas, establecimientos de hostelería y el sector industrial permanecieron cerrados durante el confinamiento (Sinha et al., 2020), las compras on-line mantuvieron la generación de residuos de esta fracción.

En cuanto a la recogida de vidrio, los ciudadanos depositaron grandes cantidades de vidrio en los contenedores durante 2020 superando los valores obtenidos hasta ese momento. Dicho incremento en la ratio (kg/hab) es del 13,28% respecto de 2019. El consumo de bebidas y comidas envasadas en vidrio durante el confinamiento aumentó en los domicilios debido a la imposibilidad de hacerlo en los establecimientos de hostelería. La mayor sensación de higiene producida por este tipo de envasado puede haber influido también en la tendencia (Filho et al., 2021). Además, las medidas de horarios y de aforo restringido en los establecimientos de hostelería, donde los envases de vidrio son retornables, han ayudado a aumentar la generación de residuos de envases de vidrio durante 2020.

4. Conclusiones

La situación de la pandemia del SARS-CoV-2 provocó grandes cambios en el consumo que han supuesto un cambio en la tendencia en la generación de residuos. Por un lado, se ha visto disminuida la fracción de residuos mezclados y, por otro, se han obtenido mejores tasas de separación en origen. Las diferencias en la generación de residuos entre fracciones obligaron a reorganizar los recursos y adaptar las rutas. Por ejemplo, el aumento de las fracciones de envases y vidrio en Castellón obligó a aumentar sus frecuencias de recogida para evitar el desbordamiento de los contenedores. Debido a las restricciones en la movilidad de la ciudadanía, se redujeron y reorganizaron las operaciones de barrido programado en las calles,

mejorando también los servicios de limpieza en húmedo, como los baldeos, la limpieza de papeleras y el lavado de contenedores.

Con el fin de alcanzar los objetivos establecidos por la normativa estatal sobre gestión de residuos, esta tendencia en la generación de residuos debería consolidarse. Este estudio puede ayudar en la planificación de la gestión de residuos municipales en futuras situaciones de crisis.

Referencias

Cai, M.; Guy, C.; Héroux, M.; Lichtfouse, E.; An, C. The impact of successive COVID-19 lockdowns on people mobility, lockdown efficiency, and municipal solid waste. *Environ. Chem. Lett.* 2021, 19, 3959–3965.

Charlebois, S.; Finch, E.; Music, J. New Report Suggests Canadians May Be Wasting 13.5% More Food at Home Since Start of Pandemic. 2020.

Filho, W.L.; Voronova, V.; Kloga, M.; Paço, A.; Minhas, A.; Salvia, A.L.; Ferreira, C.D.; Sivapalan, S. COVID-19 and waste production in households: A trend analysis. *Sci. Total Environ.* 2021, 777, 145997.

Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular.

Sharma, H.B.; Vanapalli, K.; Cheela, V.R.S.; Ranjan, V.P.; Jaglan, A.K.; Dubey, B.; Goel, S.; Bhattacharya, J. Challenges, opportunities, and innovations for effective solid waste management during and post COVID-9 pandemic. *Resour. Conserv. Recycl.* 2020, 162, 105052.

Sinha, R.; Michelsen, J.D.; Ackura, E.; Njie, L. COVID-19s Impact on the Waste Sector; International Finance Corporation, World Bank Group: Washington, DC, USA, 2020.

ESTRATEGIAS DE DISEÑO CIRCULAR EN TRABAJOS FIN DE GRADO DE DISEÑO INDUSTRIAL

Mulet Escrig, Elena^{1*}; Carlos Alberola, Mar²; Royo González, Marta¹; Ruiz Pastor, Laura¹; Chulvi Ramos, Vicente¹

1Grupo de Investigación DACTIC, ESTCE, Universitat Jaume I, España

2Grupo de Investigación INGRES, ESTCE, Universitat Jaume I, España

*emulet@uji.es

Resumen

Una de las claves para extender la economía circular es formar a los diseñadores para que tengan en cuenta la circularidad desde el inicio del proceso de diseño. El plan de estudios del Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos de la Universitat Jaume I contempla tres asignaturas, Diseño Conceptual (2º), Metodologías del diseño (3º) y Proyectos de diseño (4º), en las que se aplican métodos generalistas para proyectos de diseño de productos. Desde el curso 2017/18 se ha ido introduciendo la economía circular en estas asignaturas de forma transversal. Esto se ha llevado a cabo de diferentes maneras: presentaciones teóricas, en el planteamiento del problema de diseño o en métodos creativos y de evaluación de diseños.

Transcurridos cinco cursos académicos, se considera interesante conocer el impacto de estas acciones en el Trabajo Final de Grado (TFG). En éste, cada estudiante diseña un producto industrial eligiendo el tema libremente, o juntamente con el profesorado que lo tutoriza. Este trabajo identifica la cantidad de TFGs cuyo planteamiento considera la economía circular. También se estudia la distribución entre productos que estrechan, alargan o cierran los flujos de materiales y energía y se identifica cuántos han utilizado residuos como materia prima.

Los resultados muestran que las estrategias de alargar flujos están bastante presentes en el planteamiento de los TFGs, pero las de cerrar y estrechar flujos están menos presentes. Por tanto, sería interesante adaptar las acciones formativas transversales para potenciarlas.

Palabras clave: economía circular; educación ambiental; diseño de productos; trabajo final de grado.

1. Introducción

La Economía Circular (EC) pretende asegurar que los recursos mantengan su utilidad y valor todo el tiempo. Los diseñadores son, entre otros agentes, actores clave en la transición a la EC (Golinska et al., 2015; Küçüksayraç et al., 2015). En estudios previos se recoge que los estudiantes de diseño opinan que la EC es un concepto muy útil e interesante y que desearían conocer más, fundamentalmente de los aspectos relacionados con el diseño de producto (Ruiz-Pastor et al., 2017). Desde el curso 2017/18 se aplican conocimientos de EC de forma transversal en algunas materias del Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos. Recientemente se encuestó a los estudiantes sobre el grado de satisfacción con algunas herramientas de circularidad, tales como el uso de estímulos circulares, biomímica o indicadores de circularidad (Royo et al., 2022). Los resultados muestran que la satisfacción de los estudiantes con las mismas es positiva.

Desde el curso 2017/18 se han introducido acciones formativas relacionadas con la EC en las tres asignaturas. En Diseño conceptual, de 2º curso, se pidió en el curso 2020/21 que diseñaran una cocina solar

aprovechando unas antenas parabólicas. En Metodologías del diseño se impartió una charla sobre economía circular, se realizaron sendas prácticas de laboratorio para analizar productos con algún criterio de circularidad y para generar ideas relacionadas con la circularidad en todos los años objeto de este estudio salvo el curso 2018/19. Además, todo el trabajo de curso se realizó con muebles escolares e infantiles y con tostadoras eléctricas que incluyeran algún aspecto de circularidad. La estrategia más trabajada fue la de extender la vida del producto.

Por último, en Proyectos de diseño, de 4º curso, en todos los cursos se ha llevado a cabo alguna práctica de laboratorio incluyendo estrategias de circularidad. Además, se han evaluado conceptos de diseño mediante la herramienta CE Designer ("CE Designer Tool," n.d.) y se han planteado proyectos de diseño considerando la EC en un producto para transportar objetos (curso 2017/18) y una parada de autobuses (curso 2020/21). Además, el producto a diseñar en el curso 2021/22 debía ser algún producto utilizando contenedores de barco usados como materia prima. La tabla 1 muestra el resumen de las acciones docentes llevadas a cabo desde el curso 2017/18 al 2021/22.

Tabla 1. Resumen de acciones docentes para introducir la economía circular en el diseño

	*	2017/18	2018/19	2019/20	2020/21	2021/22
Diseño Conceptual (2º)	1					
	2				√	
	3					
	4				√	
Metodologías del diseño (3º)	1	√		√	√	√
	2	√		√	√	√
	3					
	4	√		√	√	√
Proyectos de diseño (4º)	1					
	2	√	√	√	√	√
	3	√	√	√	√	√
	4	√			√	√

*1: charla teórica sobre economía circular mostrando ejemplos. 2: Práctica de laboratorio sobre circularidad aplicada al diseño de producto. 3: Evaluación de la circularidad de un concepto o producto. 4: El enunciado del trabajo proyectual pide que se diseñe un producto considerando la circularidad

El objetivo de este estudio es conocer si estas acciones transversales han ido influyendo en la última materia para obtener la titulación, el Trabajo Final de Grado (TFG) en la que cada estudiante diseña un producto industrial aplicando todos los conocimientos adquiridos. La finalidad última es establecer acciones prioritarias en la formación transversal en EC para potenciar que los Trabajos Final de Grado (TFGs) incorporen cada vez más la circularidad.

2. Metodología

En primer lugar, se accede al repositorio de los TFGs defendidos en el Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos desde el año 2016 hasta julio de 2022. Esto constituye un total de 349 TFGs. Dado que no todos los TFGs están abiertos al público y que la cantidad de TFGs es muy elevada, el análisis se basa en el título y el resumen del TFG, que son datos disponibles en el repositorio. Seguidamente se realiza un registro de estos datos en una hoja de cálculo Excel. Se subdividen en 5 bloques y cada autor analiza el título y el resumen para identificar si plantean alguna estrategia de circularidad. Las estrategias de circularidad empleadas en este estudio son las siguientes:

- S1. Diseño de productos duraderos (Bocken et al., 2016; Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Diseñar productos que duren lo máximo posible sin requerir de ninguna intervención durante su vida útil. También se consideran bajo esta estrategia los productos que cumplen las características de diseño para el apego y confianza (Bocken et al., 2016) (Mesa et al., 2018) y diseño para la fiabilidad y durabilidad (Bocken et al., 2016) (Mesa et al., 2018).
- S2. Diseño para una extensión de la vida del producto (Bocken et al., 2016; Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Trata de fijarse en el diseño del producto que puede extender su vida útil (por ejemplo, mejora, reparación, modificaciones, etc.). También se incluyen los productos que cumplen las características de diseño para el mantenimiento y reparación, como un coche, diseño para una futura expansión y modificación como una habitación infantil que se adapta a medida que crecen y diseño para la estandarización y compatibilidad, que significa diseñar utilizando elementos existentes que normalmente se usan en otros productos.
- S3. Diseño de servicios orientados al uso o a los resultados (Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Esta estrategia está ligada a modelos de negocios que siguen las premisas de servicios de alquiler, alquiler compartido, agrupación y servicios orientados a resultados. Este servicio incluiría el modelo de acceso y ejecución (Bocken et al., 2016) que trata de satisfacer las necesidades del usuario sin necesidad de ofrecerle un producto físico.
- S4. Diseño de servicio orientado a un producto (Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Se centra en propiedades como mantenimiento, reparación, servicios de remodelación y limpieza, actualización tecnológica, actualización estética/cultural, asesoramiento y entrenamiento y consultoría. Servicios basados en el diseño de producto de EC aumentando el valor del producto (Bocken et al., 2016), que consisten en la devolución del producto o partes del producto del usuario a la compañía para que el producto pueda ser usado como materia prima. Esta premisa está basada en ofrecer el servicio mencionado como pagar por devolver aparatos eléctricos que no funcionan o nadie quiere para un tratamiento posterior. Este servicio es un valor de la compañía para diseñar productos que sean duraderos y fiables al tiempo que ofrecen extensión de su vida útil. Por ejemplo, la misma empresa ofrece el producto y un servicio técnico gratuito o garantías de largo período.

Diseño de estrategias para estrechar lazos de recursos:

- N1. Diseño para la sostenibilidad de los materiales (Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Consiste en reducir la cantidad de materiales empleados, tener en cuenta su reciclabilidad, reducir o usar materiales que no sean tóxicos etc. desde la fase de diseño.
- N2. Diseño para la sostenibilidad energética (Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, 2020). Esta estrategia se centra en la reducción de los requerimientos de energía relacionados con el producto (fabricación, logística, etc.) y en la sustitución de energías no renovables por energías renovables.

Estrategias de diseño para cerrar los lazos de recursos:

- C1. Diseño para un ciclo tecnológico (Bocken et al., 2016; Mesa et al., 2018). Es una estrategia basada en considerar el uso de residuo reciclado, recuperado o reutilizado como materia prima desde el proceso de diseño o reprocesar los materiales usados para que una vez acabe el ciclo de vida del producto pueda ser usado como materia prima para otros productos. Esta estrategia diferencia entre el uso de residuo como materia prima y el reprocesado del residuo para ser usado como materia prima. Esta estrategia se subdivide en:
 - C1.1 Material de inicio reutilizado.
 - C1.2 Material de inicio recuperado.

- C1.3 Material de inicio reciclado.
 - C1.4 Material de fin de vida reutilizado, recuperado o reciclado.
- Por tanto, todas aquellas que utilicen algún residuo como materia prima, pertenecen a la categoría C1. La subcategoría dependerá de qué tipo de tratamiento es necesario hacerle al residuo para incorporarlo en el nuevo diseño. La C1.4 es la estrategia de productos que están pensados para utilizarse en otro cuando lleguen a su fin de vida.
 - C2. Diseño para un ciclo biológico (Bocken et al., 2016; Mesa et al., 2018). Consiste en diseñar de modo que los materiales usados, al final de su vida útil, se biodegraden o transformen en microorganismos como hongos.
 - C3. Diseño para el desensamblaje y reensamblaje (Bocken et al., 2016; Mesa et al., 2018). Trata de idear en el proceso de diseño una separación fácil de materiales o componentes al final de su vida útil para que puedan usarse como materia prima, tanto para un ciclo tecnológico como para un ciclo biológico.
 - C4. Servicio de reciclaje. Esta estrategia se basa en el tratamiento del residuo que se va a desechar para orientarlo y usarlo u ofrecerlo como materia prima para otros tipos de productos. Hay una variante de esta estrategia llamada simbiosis industrial (Bocken et al., 2016) que consiste en llevar a cabo el proceso de cierre donde se localiza el residuo o el cliente final al que se le ofrece la materia prima, en lugar de enviar el residuo dónde debe ser reciclado y luego enviarlo a dónde debe ser usado o realizar acuerdos con otras compañías del sector.

Por último, se añade una estrategia adicional, denominada EC, ya que hay TFGs que plantean un producto que en sí mismo responde a una necesidad de la economía circular como, por ejemplo, diseño de un carro de la compra para reducir el uso de envases o diseño de un punto de bookcrossing.

El análisis consiste en identificar si el título y el resumen del TFG plantea alguna de las anteriores estrategias (Figura 1). En el momento de realizar el análisis, se han tomado las siguientes consideraciones: si menciona en el título/resumen que tiene en cuenta la sostenibilidad en materiales y/o procesos, se asigna N1. Si menciona que permitirá ahorrar agua en el uso, se asigna N1. Si menciona la modularidad y no deja patente que permitirá adaptarse en el uso por parte del cliente, no se le asigna la estrategia S2.

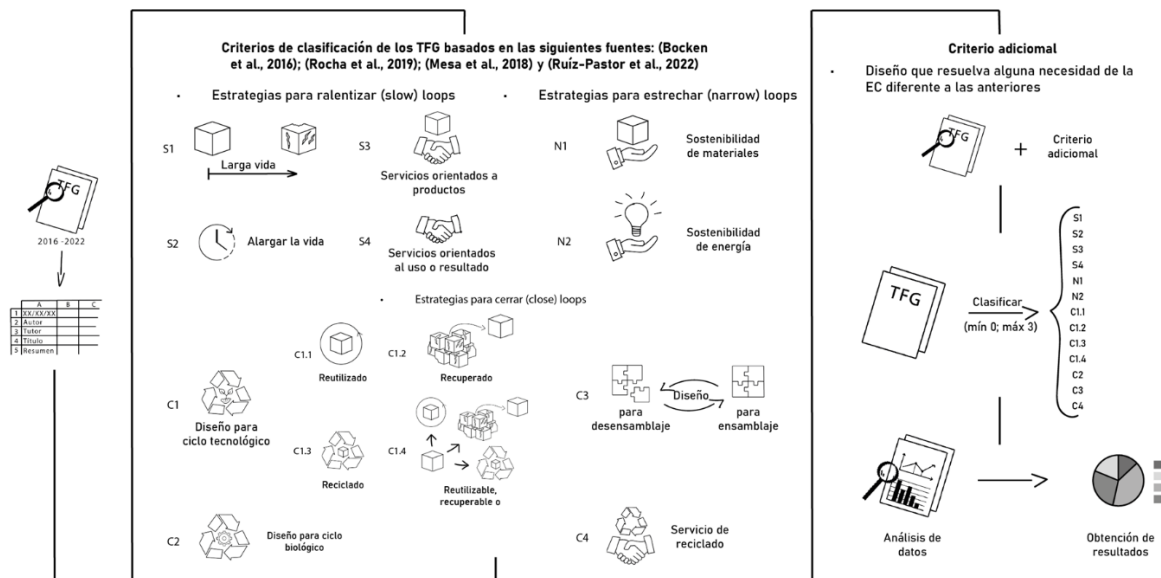


Figura 1. Metodología para identificar estrategias de EC en el planteamiento de los TFGs.

3. Resultados y discusión

En primer lugar, se muestran los resultados en cuanto a cantidad de estrategias de circularidad identificadas en los títulos y resúmenes de los 349 TFGs. Seguidamente se describen aquellos que utilizan residuos como materias primas. En último lugar, se discuten las acciones docentes a mantener e implantar en los próximos cursos y se comentan las limitaciones del estudio.

3.1 Estrategias de circularidad planteadas en los TFGs

La tabla 2 muestra la cantidad de TFG por año natural y aquellos que contienen alguna estrategia de circularidad. Cabe recordar que, algunos TFGs tienen dos o tres estrategias planteadas, por lo que el número total de estrategias y el de TFGs no siempre coincide. La figura 2 muestra la variación del % de TFGs que no plantean ninguna estrategia de circularidad. Como puede apreciarse, hay una pequeña tendencia a la baja, si bien en los TFGs defendidos en 2020 hubo un repunte de TFGs que no plantean ninguna. Aún así, la tendencia a la reducción es leve, por lo que aún quedaría margen de mejora.

Tabla 2. Número de estrategias de circularidad planteadas en los TFGs

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Nº TFG	53	61	47	61	69	24	34
Nº TFG con estrategias	18	23	17	29	22	11	17
S1	1	4	1	8	5	2	5
S2	11	16	10	14	9	8	9
S3	0	0	1	1	0	0	0
N1	1	4	5	6	3	2	3
N2	1	1	2	5	6	1	6
C1.1	0	0	1	3	0	0	0
C1.2	0	0	0	2	1	0	0
C1.3	0	0	0	1	1	0	0
C1.4	1	0	2	2	0	0	0
C2	0	0	0	0	0	0	3
C3	2	0	0	9	3	0	0
C4	0	0	0	0	0	1	0
EC	1	0	1	0	0	0	6

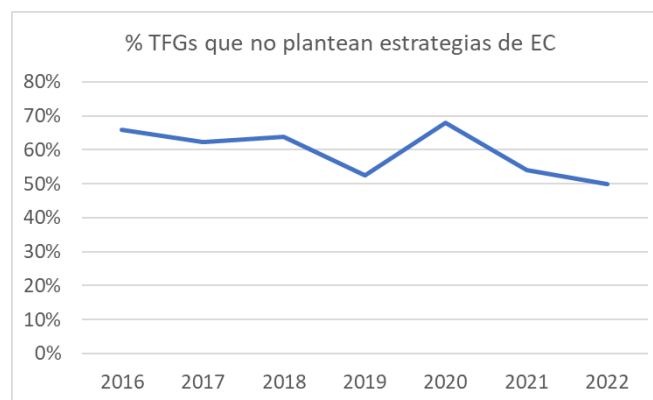


Figura 2. Evolución de % de TFGs que no plantean estrategias de circularidad

La figura 3 muestra la variación en el tiempo de los porcentajes de TFGs según grupos de estrategias de circularidad o según alguna estrategia individual. Las estrategias de ralentizar flujos (S1, S2 y S3) ya se estaban planteando desde el 2016 y, salvo el año 2020, parece que crecen un poco. Las estrategias de estrechar flujos (N1 y N2) no son tan habituales, aunque parece que empiecen a recobrar más importancia. La estrategia C1 fue más relevante en los cursos 2018 y 2019, sobre todo el 2019. Sin embargo, parece que se ha ralentizado después, en favor de un aumento muy claro de TFGs que proponen productos relacionados con una sociedad más circular.

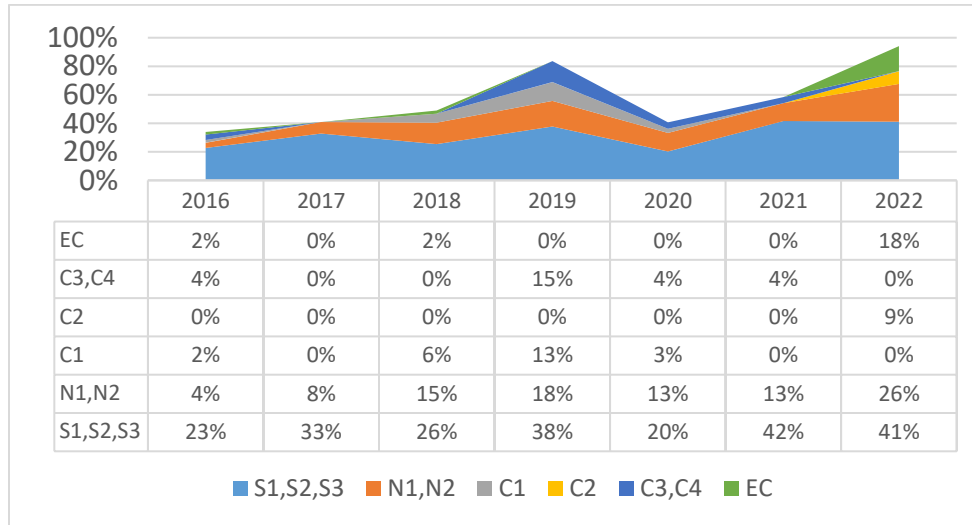


Figura 3. Gráfico de áreas apiladas del % TFGs con estrategias de EC por tipo y año

Dado que el curso 2017/18 fue el primero en que se introdujo la economía circular de forma transversal, y fue en la asignatura de Metodologías del diseño, de 3r curso, se ha seleccionado el año 2019 como el primer año en el que los TFGs podrían verse influenciados por este cambio. Así, la tabla 3 y la figura 4 muestran los datos analizados anteriormente agrupados en dos períodos temporales: los correspondientes a los TFGs defendidos desde 2016 hasta 2018 y los correspondientes a los defendidos desde 2019 hasta 2022. Como puede verse, todos los valores se han incrementado en promedio, si bien en distinta medida. Así, los TFGs con alguna estrategia de circularidad y los que consideran estrategias de alargar los flujos en particular se han incrementado poco, en parte porque ya se venían aplicando antes de introducir las acciones de formación en diseño para una EC. Sin embargo, el resto se ha visto incrementado en mayor medida, fundamentalmente los relacionados con las estrategias C2, C3 y C4. Es decir, se puede deducir que las acciones formativas han tenido un impacto en el planteamiento de TFGs que consideran la economía circular. En definitiva, sí hay una variación promedio positiva en todos los grupos de estrategias de circularidad, a pesar de que algunos años en particular, sobre todo el 2020, hayan descendido.

Tabla 3. Número de estrategias de circularidad planteadas en los TFGs.

Comparación de resultados	2016-2018	2019-2022	Variación absoluta	Variación relativa
% TFGs con estrategias	35,9%	43,8%	7,9%	18%
S1, S2, S3	27,0%	35,2%	8,2%	30%
N1, N2	9,0%	17,5%	8,6%	96%
C1	2,8%	4,0%	1,2%	45%
C2	0,0%	2,2%	2,2%	200%
C3, C4	1,3%	5,8%	4,6%	362%
EC	1,3%	4,4%	3,1%	230%

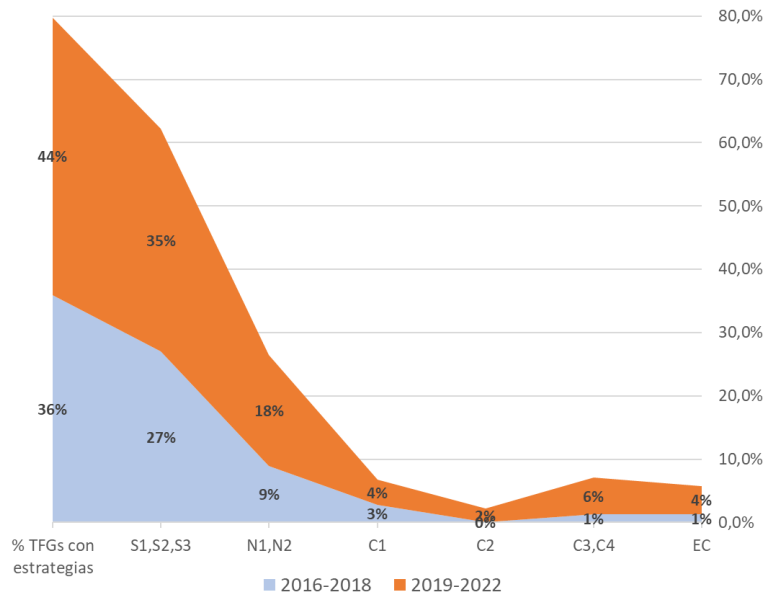


Figura 4. Gráfico de áreas apiladas del % TFGs con estrategias de EC hasta el 2018 y a partir del 2018.

3.2 Residuos utilizados como materia prima para el diseño

Este apartado describe los residuos utilizados como materia prima en los TFGs. Algunos adaptan el propio producto, como camper van a partir de furgonetas convencionales, motocicleta personalizable o máquina de coser adaptada. Los residuos de otros productos utilizados en los TFGs son: mobiliario para comercios a partir de restos de piedra sinterizada; lámparas utilizando restos de tiendas de campaña de festivales; altavoz portátil a partir de materiales reciclados de embalajes; separador de ambiente a partir de restos de desechos marinos (redes, bolsas etc.) recuperados; estantería a partir de posidonia y poda de palmera y punto de bookcrossing para espacio público a partir de contenedores de barco.

3.3 Implicaciones para la docencia y limitaciones del estudio

Introducir la economía circular de forma transversal parece haber ayudado a que se tenga más en cuenta al plantear los TFGs. Aun así, estrechar y cerrar flujos está muy por debajo de las estrategias de ralentización. Por ello, en el futuro, se podrían implementar acciones para que a los estudiantes les resulte más directo diseñar productos que utilicen algún residuo tecnológico o biológico (C1, C2, C3 y C4) y que hagan más con menos (N1 y N2). Entre otras acciones, se podría comenzar buscando y preparando un banco de ejemplos; adaptar métodos creativos, como los basados en preguntas generativas (Eris, 2004) o en biomimética (Fu et al., 2014); buscar y en su caso adaptar herramientas o métodos de evaluación de conceptos (Royo et al., 2023), incluyendo más criterios relacionados con estas estrategias menos empleadas, etc.

La asignación de estrategias de circularidad a los TFGs se ha basado en el título y el abstract (90%) de los mismos. Esto plantea alguna limitación, ya que toma de referencia la información de título y de abstract sin comprobar hasta qué punto se ha logrado la circularidad en el diseño final. Por el contrario, también puede haber algún TFG en cuyo título/abstract no se haga referencia a la circularidad, pero sí que hayan diseñado un producto con alguna estrategia de circularidad. Si bien estas limitaciones pueden afectar al análisis, se considera que los resultados son suficientemente válidos para el propósito de este trabajo, es decir, analizar cómo ha evolucionado la introducción de estrategias de circularidad en los TFGs. Por otra parte, no se puede atribuir los resultados a las acciones formativas en economía circular indicadas en la tabla 1 como única causa. Otros factores que quedan al margen de este estudio podrían haber influido, tales como, que en otras asignaturas se haya hecho mención a la economía circular o que los estudiantes se hayan concienciado más a través de información obtenida en otros foros: conferencias, redes sociales, revistas, noticias, etc.

4. Conclusiones

Las estrategias de circularidad basadas en cerrar y estrechar flujos están poco presentes en el planteamiento de los TFGs del Grado en Ingeniería en Diseño Industrial y Desarrollo de Productos. Las estrategias de alargar flujos ya se tienen en cuenta en un orden de magnitud significativo. Sería interesante adaptar las acciones formativas destinadas a introducir la EC en el diseño, para que retomen más protagonismo las estrategias menos utilizadas hasta la fecha.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al proyecto “Mejora de las metodologías y herramientas de Economía Circular en la docencia del diseño de productos”; del Grupo de Innovación Educativa Creatividad en la Docencia Universitaria (GIECREA) (18G002-747). Laura Ruiz Pastor contó con el apoyo del contrato postdoctoral Margarita Salas MGS/2021/29(UP2021-021). Agradecemos a Jaume Valor su trabajo en la recopilación y registro de la información y a Inés Tomás por la elaboración de la Figura 1.

Referencias

- Bocken, N.M.P., de Pauw, I., Bakker, C., van der Grinten, B., 2016. Product design and business model strategies for a circular economy. *J. Ind. Prod. Eng.* 33, 308–320. <https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124>
- CE Designer Tool, n.d. URL www.katche.eu/knowledge-platform/tools-and-training-materials/katch_e-tools/ce-designer/ (accessed 3.10.23).
- Eris, O., 2004. *Effective Inquiry for Innovative Engineering Design*. Springer.
- Fu, K., Moreno, D., Yang, M., Wood, K.L., 2014. Bio-Inspired Design: An Overview Investigating Open Questions From the Broader Field of Design-by-Analogy. *J. Mech. Des.* <https://doi.org/10.1115/1.4028289>
- Golinska, P., Kosacka, M., Mierzwiak, R., Werner-Lewandowska, K., 2015. Grey Decision Making as a tool for the classification of the sustainability level of remanufacturing companies. *J. Clean. Prod.* 105, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.040>
- Küçüksayraç, E., Keskin, D., Brezet, H., 2015. Intermediaries and innovation support in the design for sustainability field: cases from the Netherlands, Turkey and the United Kingdom. *J. Clean. Prod.* 101, 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.078>
- Mesa, J., Esparragoza, I., Maury, H., 2018. Developing a set of sustainability indicators for product families based on the circular economy model. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.131>
- Rocha, C., Camocho, D., Sampaio, J., & Alexandre, J. (2020)., 2020. Product-Service development for circular economy and sustainability course. *Product-Service development for circular economy and sustainability course*.
- Royo, M., Chulvi, V., Castillo-López, A., Ruiz-Pastor, L., Bort- Martínez, M., 2022. Integración de herramientas de diseño circular en asignaturas de ingeniería en diseño industrial 1290–1299.
- Royo, M., Chulvi, V., Mulet, E., Ruiz-Pastor, L., 2023. Analysis of parameters about useful life extension in 70 tools and methods related to eco-design and circular economy. *J. Ind. Ecol.* 1–25. <https://doi.org/10.1111/jiec.13378>
- Ruiz-Pastor, L., Mulet, E., Celades, I., Chulvi, V., 2017. Interviewing Design Students about Circular Economy. *ICEE21C, First Internacional Conference on Engineering Education For THE XXI Century*, pp. 123–125.

REVISIÓN DE LAS ÚLTIMAS TENDENCIAS DE SISTEMAS DE RECOGIDA DE RESIDUOS

Tapia Alba, Eliana^{1*}; Amante García, Beatriz²

^{1,2}Grupo de Investigación ENMA, Escuela de Doctorado, Universidad Politécnica de Catalunya, España

*eli.tapia17@gmail.com

Resumen

El problema de la gestión de la basura y los residuos sólidos no ha dejado de ser un problema latente en los países con más o menos recursos del mundo, siendo el problema mayor en los países de Latinoamérica especialmente de Bolivia relacionados principalmente a la recogida y tratamiento posterior considerando las normas técnicas y ambientales.

Esta comunicación se sistematiza en base a información secundaria recogida de artículos científicos publicados con experiencias relatadas sobre las últimas tendencias en la recolección y tratamiento de la basura. Se sistematiza así experiencias de la Unión Europea, de Asia y Latinoamérica con énfasis en Bolivia, que nos dan luces claras sobre la gestión de la basura en ciudades modernas y en vías de desarrollo que dependen sobre todo del nivel de educación y motivación de los pobladores con respecto al medio ambiente, en Bolivia denominado Madre Tierra.

Se ha encontrado como hallazgos, que los aspectos que motivan para el tratamiento adecuado de la basura no son solamente técnicos sino también socioculturales y dependen mucho del nivel educativo de las personas. Los países desarrollados como los de la Unión Europea son los que llevan la delantera en tema de recogida, tratamiento y nivel educativo de las personas, siendo los países en vías de Desarrollo como por ejemplo Bolivia, que todavía tienen muchos problemas en la recolección y tratamiento de la basura a través de los denominados rellenos sanitarios, influyen para ello varios aspectos relacionados a falta de políticas municipales, regionales, y nacionales relacionados al tema.

Palabras clave: residuos sólidos; educación ambiental; tratamiento; relleno sanitario.

1. Introducción

Los centros urbanos se han convertido en productores de basura por excelencia con innovaciones tecnológicas para el tratamiento de los residuos. (Unión Europea, 2015). La buena gestión de residuos en la Unión Europea (UE) función respuesta de la población que l un nivel educativo de medio a . Las experiencias mas interesantes son las desarrolladas en países de la Unión europea y América del Norte que sin embargo todavía requiere de algunas mejoras para alcanzar el éxito a nivel ecológico, ambiental y social (Di María 2018, Balalt y Balat 2009, Rodríguez y Marthino 2016, Aman Thakur, et al 2020, Gómez Silveira, 2014). En los países en vías de desarrollo, en las áreas rurales la generación de basura de origen orgánico es mínima porque se reutiliza para actividades productivas en el agro.

En los países de la UE se incluyen la obligación de recoger biorresiduos diferenciados para contribuir a la bioeconomía circular, mediante la producción de fertilizantes, (compost) correctores de suelo y combustibles no fósiles por ej. biogás. En la opinión de CE y Comisión Europea (2015), el tratamiento de la basura debe tener una gestión sostenible, para proteger, preservar y mejorar la calidad del medio ambiente, la salud humana, la exploración eficiente de los recursos naturales, el uso de energías renovables. La planificación de modelos de recolección de residuos requiere información sobre impactos ambientales, indicadores económicos, aspectos técnicos, y eficiencias (Rodríguez et al., 2016, citado por

Brasila et al, 2019). Se debe considerar el ciclo de vida de los residuos sólidos desde la generación hasta el tratamiento final (SPMRV, 2018).

Por su lado, en casi todas las ciudades de América Latina, la población aún no ha alcanzado la sensibilidad para participar en la temática de gestión de la basura. Presta poca atención a la calidad ambiental a la cual tiene derecho e ignora ser la causa, víctima y solución de esta problemática. La ausencia de planes de sensibilización y educación ambiental, ocasiona la poca participación y el acostumbramiento al mal manejo de los residuos. No hay política nacional, ni planes departamentales y municipales.

La experiencia de otros sistemas de gestión de residuos sólidos (RS), muestra que es difícil obtener la colaboración de la población, especialmente cuando se pretende aumentar el número de residuos sólidos separables. Esta situación conlleva al hecho de realizar la separación de materiales en dos fracciones y en el lugar de origen. Adecuando el equipamiento existente para un sistema diferenciado de recolección. Los costos de operación para el sistema diferenciado, pueden incrementarse. Actualmente municipios de Bolivia que tienen rellenos sanitarios, utilizan mismos vehículos para trasladar los RS desde los puntos de recogida hasta el sitio de descarga. Para reducir costos de transporte, es conveniente recurrir a estaciones de transferencia (Tchobanoglous, G., Thieisen, H., and Eliassen, R. 1997).

Algunos municipios de Bolivia insisten en tener su propio relleno sanitario y se oponen a la construcción de rellenos sanitarios comunes para toda la zona metropolitana, argumentando que los costos de transporte serían demasiado elevados pero poco a poco se acabarán todos los sitios disponibles y cercanos a las ciudades. Dentro de 30 o 40 años, será necesario transportar los RS a zonas mucho más alejadas.

En este sentido, los gobiernos municipales de Bolivia han delegado sus responsabilidades y obligaciones de la gestión de los residuos a empresas operadoras de aseo, cuyas funciones son operativas y no pueden atribuirse las competencias de elaborar políticas y planes que son de los gobiernos municipales.

En este sentido, en función a las anteriores, se analiza las últimas tendencias en de residuos sólidos a partir de experiencias desarrolladas en diversos países del mundo, poniendo especial atención en Latinoamérica y Bolivia y en algunos municipios rurales, considerando para el análisis aspectos técnicos, sociales, ecológicos, culturales y políticos.

Objetivos:

Sistematizar experiencias exitosas de diferentes países sobre las últimas tendencias en la recolección de residuos sólidos para plantear las mejores propuestas de gestión sostenible para aplicarla en Bolivia.

Revisar la alternativa de recolección de residuos sólidos en función a la bibliografía sistematizada

2. Metodología

Esta comunicación está elaborado en base a información bibliográfica obtenida de artículos científicos publicados en revistas internacionales de renombre, con experiencias interesantes en Europa y Latinoamérica. En base a la información bibliográfica sistematizada el artículo aporta al planteamiento de una estrategia metodológica primero de búsqueda de información, para que en función a ella se plantee una estrategia para el tratamiento de los residuos sólidos con base en las experiencias exitosas encontradas en los países con mejores experiencias. Por ser el tratamiento de los residuos sólidos un tema bastante complejo y sensible en la actualidad varios municipios de los países en vías de desarrollo están poniendo especial atención para evitar problemas de contaminación al medio ambiente y a la salubridad humana, aspectos que también son sistematizados y analizados en este artículo.

En base al estudio de otros artículos científicos se procesara las últimas tendencias en recogida de residuos solidos.

3. Resultados

Presemos el análisis documentada. En la tabla 1

Tabla 1. Artículos Analizados

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
Diego Gabriel Rossita,b,*, Sergio Nesmach ahora	Problema de ubicación de contenedores de basura: Una revisión de los avances recientes en la etapa de almacenamiento de la cadena logística inversa de Residuos Sólidos Municipal	Evitar colocar contenedores cerca de lugares públicos, como escuelas u hospitales, donde podrían provocar una reacción social negativa y reducir el impacto ambiental. Uso de GIS para procesar información y analizar una red existente de contenedores y modificaciones para la cobertura mediante un método manual de prueba y error. Los sistemas de Residuos Sólidos Municipales tienen importantes impactos económicos, sociales y ambientales para la sociedad. La distribución y la capacidad de los contenedores influyen en otras etapas de la cadena de suministro inversa, por ejemplo, el diseño y la frecuencia de las rutas de recolección y la capacidad requerida de las instalaciones intermedias y de procesamiento. También hay evidencia de que una disposición correcta de los contenedores puede alentar a la comunidad a clasificar correctamente los desechos en la fuente, lo que generalmente está estrechamente relacionado con el éxito de los programas de reciclaje.	<p>Ventajas: Generaría políticas factibles en la recolección de residuos sólidos. Trabajar en organización para tener un cronograma y presupuesto para los RS.</p> <p>Desventajas: Contaminación debido a falta de educación ambiental, desechando residuos sin separación ni control de cantidad.</p>	Medio, hay experiencias con buenos resultados en ciudades pequeñas. Pero en ciudades grandes han tenido resultados parciales.

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
<p>IP Brasila,b,*, S. Maiaa, LM Simõesa, T. Rabaçaa, ME Silvaa,b,C</p>	<p>Recolección selectiva de biorresiduos en una región urbana no intensiva – Caracterización de los productores</p>	<p>Portugal: País con recogida de separación de biorresiduos escasa, debe mejorarse para alcanzar los objetivos europeos, Según Di María et al. (2020), se adoptaron procesos como la recogida vial, de proximidad y puerta a puerta. La recogida en carretera con uso de grandes contenedores, de hasta 3000 L, colocados en áreas específicas a lo largo de las vías principales. Cuenta con una planta de valorización orgánica dimensionada para recibir y valorizar 130 000 toneladas de residuos urbanos al año. Esta planta cuenta con una línea de pretratamiento y clasificación para residuos sólidos reciclables. Recolección selectiva de biorresiduos sólidos en centros urbanos, caracterización: puerta a puerta, carreteras, estrategias de recolección.</p> <p>Alemania e Italia: Junto a otros países también han desarrollado una técnica extensa para producir energía renovable a partir de cultivos energéticos a través de la producción de biogás a través del proceso AD (Lindfors et al., 2020).</p>	<p>Ventajas: Podría funcionar en Bolivia, porque en las calles y avenidas hay contenedores.</p> <p>Limitaciones: Ya han existido proyectos y propuestas de preselección de residuos reciclables y orgánicos, sin mucho éxito, el nivel de educación y compromiso con el M.A. no ha permitido que prospere el planteamiento. Mejores resultados en ciudades pequeñas.</p>	<p>Perspectiva de sostenibilidad alta, no es difícil de implementar, con capacitación y concientización podría tener buenos resultados.</p>
<p>Josep Antón Farrmi1,2, Noelia Llantoy2, Marta Chapara2, Germenanorteomez1y Luisa F. Cabeza2,*</p>	<p>Análisis del ciclo de vida (LCA) de dos sistemas neumáticos de recogida de residuos urbanos en comparación con la recogida tradicional de camiones en un aeropuerto</p>	<p>La recogida neumática de residuos urbanos es una alternativa a la recogida convencional con camión, especialmente en zonas urbanas, donde existe la necesidad de reducir el tráfico y su contaminación. LCA es una metodología basado en las metodologías ISO 14040. AWC. AWC es un moderno y eficiente sistema de recogida de residuos que mejora la imagen urbana,</p>	<p>Ventajas: Mejora de Conciencia ambiental en las familias y nuevos hábitos en la entrega de residuos al camión basurero.</p> <p>Desventajas: Quejas de las familias, un proceso con dificultades en educar a todas las familias.</p> <p>Limitaciones: No existe el sistema y</p>	<p>Regular</p> <p>El método de recogida de residuos por el sistema neumática es poco conocido en Bolivia.</p> <p>Mejorando el sistema tradicional de puerta</p>

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
		<p>optimiza la recogida selectiva en origen, reduce el impacto ambiental, disminuye el coste por tonelada y ofrece un servicio inteligente las 24 horas del día, los 365 días del año, y logra la satisfacción ciudadana. (Anton Farmil, et al 2022). Los beneficios de estos sistemas para la ciudad son la reducción de costos de personal, camiones y costos de combustible, reduciendo el CO2, emisiones, tráfico y lograr un entorno más agradable y seguro para las personas que viven en el área donde se utiliza el sistema. Otros beneficios de este sistema de recolección de desechos son el uso de una tubería en lugar de la operación manual o con camión, creando condiciones sanitarias de alto nivel, realizando una recolección y transporte de basura completamente cerrados y eliminando la contaminación cruzada. Este estudio presenta, un análisis de tres sistemas diferentes de recogida de residuos urbanos: una recogida neumática tradicional con central convencional, un sistema neumático con AutoWaste Collect Compact System y una recogida en camión. Este ACV incluye la recogida de cuatro fracciones de residuos (orgánicos, resto, papel y cartón, y envases) en un AWC Aeropuerto. Este estudio se basa en los estándares internacionales ISO 14040 y 14044. Se ha considerado una vida útil de 30 años.</p>	<p>tecnología de recogida neumática de residuos, sería difícil de implementar. El sistema de recogida de puerta a puerta es aplicado, requiere mejoras en la clasificación previa de los residuos en reciclables, reutilizables y desechables.</p>	<p>a puerta en camiones sería más sostenible en el corto plazo.</p>

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
<p>Aman Thakur, Sareeka Kumari, Shruti Sinaí Borker, Swami Pragya Prashant, Aman Kumar y Rakshak Kumar*</p>	<p>Gestión de Residuos Sólidos en la región India del Himalaya: Escenario actual, recuperación de recursos y camino a seguir para el desarrollo sostenible.</p>	<p>India: Consideran el reciclaje de residuos, el compostaje, la digestión anaeróbica, el combustible derivado de residuos (RDF), y la recuperación de gas de los vertederos. Iniciativas como la 'prohibición del plástico de un solo uso' y 'los que contaminan pagan' Emplea el Compostaje, compostaje aeróbico y la digestión anaeróbica.</p> <p>Suecia, Italia, Alemania: Por los países que producen biogás a partir de plantas de tratamiento de aguas residuales, industrias y vertederos y lo utiliza de manera eficiente como combustible para vehículos (Olsson y Falde, 2015).</p> <p>China: El uso de un sistema integrado de energía solar en la producción de biogás en condiciones de baja temperatura ha demostrado ser más eficiente para alcanzar la temperatura óptima para llevar a cabo un proceso suficiente (Gaballah et al., 2020).</p> <p>Bolivia: En la región del altiplano boliviano, Álvarez et al. (2006) han informado sobre la producción de biogás a partir del estiércol de llama y ganado lechero. Ferrer et al. (2011) y Garfí et al. (2011) también mostró la producción de biogás a partir de estiércol de vaca y cuy. Los materiales no digeribles que quedan después de AD tienen la capacidad de fertilizar cultivos (Garfí et al., 2011; Owamah et al., 2014).</p> <p>Compostaje de excrementos humanos: Los baños secos ayudan a lidiar con la escasez de</p>	<p>Ventajas: Interés por las familias para realizar el compostaje en sus residuos orgánicos al conocer las ventajas que se obtienen como ser el abono. Desventajas: Proceso en lograr la educación ambiental.</p> <p>La digestión anaeróbica de desechos biodegradables es una práctica interesante que en zonas rurales de Bolivia ya se está aplicando con buenos resultados.</p> <p>Limitaciones: aplicable a zonas rurales especialmente con excretas de animales.</p> <p>La recolección de sólido plástico no biodegradable es un problema grande para Bolivia, que por su situación económica y nivel de educación utilizan mucho plástico a diario. Se tiene un porcentaje muy bajo de reciclaje de residuos plásticos especialmente de botella pett, col el resto de materiales plásticos existe mucha dificultad en Bolivia.</p> <p>Con los residuos inertes de igual manera existen se tienen problemas en Bolivia, experiencias nuevas de otros países podría ser de gran aporte para Bolivia.</p> <p>La práctica del relleno sanitario es muy común y de fácil aplicabilidad</p>	<p>Buena</p> <p>Regular</p>

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
		<p>agua, y el producto final descompuesto ha estado complementando el agro ecosistema con estiércol (Oinam et al., 2008). El baño seco es una estructura de dos niveles. Después de cada uso del inodoro, las heces se cubren con una mezcla seca de astillas de madera, cenizas, estiércol animal, arena, etc. (Oinam et al., 2008; Borker et al., 2020). Uno de los problemas asociados son el intenso mal olor y las condiciones antihigiénicas, enfermedades transmisibles o infecciones parasitarias si los excrementos humanos se descomponen o manipulan incorrectamente (Oinam et al., 2008; Carlton et al., 2015).</p> <p>Japón, China y Suecia: Algunos países que utilizan excremento humano como fuente de fertilizante en la agricultura (Bajo, 2013; Carlton et al., 2015; Akram et al., 2019).</p> <p>Residuos de Sólidos Plásticos</p> <p>India: La tasa de reciclaje de la India es más alta que el promedio mundial del 20 %, se reutiliza el plástico para fines de construcción, como carreteras (Appiah et al., 2017), fabricación de tejas (Awoyera y Adesina, 2020) y materiales de construcción (Mansur y Ali, 2015). En IHR, los desechos plásticos de un solo uso se usan para fabricar ladrillos de polietileno (Mejor India. noticias, 2019) y construcción de carreteras (El expreso indio noticias, 2019 a,b). La recuperación de los residuos sólidos se puede usar para la producción de petróleo, cera, parafina, benceno, estireno, ácido</p>	<p>en los municipios de Bolivia, por los costos bajo que implica su implementación, sin embargo existen muchos problemas en su manejo.</p> <p>Por el mal manejo existen problemas ambientales y de salud en personas que habitan en los alrededores de los rellenos sanitarios, además de generar diversos problemas y conflictos sociales por su mala ubicación. No existen experiencias en Bolivia respecto a la obtención de energía proveniente de la fermentación de la basura, salvo los biodigestores en zonas rurales. Las experiencias de otros países pueden ser de mucho aporte para Bolivia.</p>	<p>Regular</p> <p>Regular</p> <p>Regular</p>

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
		<p>tereftálico, disocianato, hidrocarburos, hidrógeno y nanotubos de carbono (Fivga y Dimitriou, 2018; Salaudeen et al., 2018; Yang et al., 2020). La fracción no reciclable de los residuos plásticos se puede usar en plantas en energía como plantas químicas, de cemento o de fabricación de papel (Onwosi et al., 2017). También combinarse con desechos aceitosos y pegajosos, aglutinantes como aserrín, almidón, dolomita, melaza fibrosa y formar una briqueta a granel más densa. (Chiemchaisri et al., 2010).</p> <p>Residuos inertes: No puede sufrir transformaciones físicas, químicas y biológicas (Sharma et al., 2020). Se generan en actividades de construcción, excavación, demolición y procesamiento de vidrio (Menegaki y Damigos, 2018; Sharma et al., 2020). Las cenizas generadas por actividades industriales y mineras pueden reciclarse para preparar geopolímeros (Ahmari y Zhang, 2015; Capasso et al., 2019). Los áridos reciclados del hormigón y residuos de demolición para construir carreteras, paisajismo, cementos y hormigón (Sharma et al., 2020). Los desechos de vidrio se pueden reciclar muchas veces para su uso como agregado en la construcción (Shayan y Xu, 2004; Sharma et al., 2020, Mohammadinia et al., 2019), o material adsorbente.</p> <p>Combustible derivado de basura: Son componentes de materiales de desecho, textiles, plásticos no reciclables, etiquetas, cartón, papel y caucho (Rotter et al., 2011).</p>		

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
		<p>El RDF pueden utilizarse en industrias que consumen mucha energía, como la fabricación de productos químicos, cemento y papel, como cocombustión en plantas modificadas existentes o como monocombustión en plantas de procesamiento especialmente construidas (Rotter et al., 2011). Polonia país que es el principal benefactor de RDF y usa en plantas de cemento durante más de 15 años (Berardi et al., 2020).</p> <p>Vertederos: Minimiza los problemas ambientales y relacionados con la salud (Hereher et al., 2019). La selección del sitio para los rellenos sanitarios es la prioridad para no tener contaminación (Reglas de SWM, 2016). Durante esta práctica, se genera gas de vertedero (LFG), que se reconoce como la emisión de gases de efecto invernadero, incluidos el metano y el dióxido de carbono. El GRS se puede utilizar como fuente de energía renovable para generar electricidad (Tsai, 2007).</p>		
C. Le Dinh ^{1,2} , T.Fujiwara ² , M. Asari ³ , B. Nguyen Duy ² , ST Pham Phu ^{1,*}	Optimización del sistema de recolección de residuos sólidos en un destino turístico	Viednam: Las actividades turísticas provocan la alta densidad de generación de residuos en la zona turística en 15 ton/km ² (Canción Toanet, 2019), que ha provocado muchos impactos negativos en el medio ambiente y el paisaje del sitio del patrimonio cultural mundial. Su Ley nacional de protección ambiental requiere que los desechos sólidos se separen en desechos reciclables, desechos de alimentos y otros desechos	El turismo en Bolivia genera RS, plásticos y papeles. Reciclar y la biodegradación tendría éxito, ya que hay experiencias de reciclaje de plásticos y latas de cerveza. La limitación es la falta de contenedores adecuados para separar la basura del turismo, lo que dificulta la recolección y de selección.	Medio

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
		<p>(NARV, 2020). Los desechos son recolectados diariamente por carros y camiones. Los carros también se utilizan para recoger los residuos del barrido de calles. Hay dos puntos de encuentro para carros, donde los carros se juntan para encontrarse con los camiones compactadores. La capacidad de los camiones compactadores varía de 6 a 9 m3. Hubo cuatro sesiones principales de SWC, temprano en la mañana, mañana, tarde y noche. La mayor parte de la carga de trabajo se llevó a cabo en la mañana.</p>		
<p>Jandira Morais1-, Cañada Corder1, *- ,Artem Golev1-, Lynda Lawson1- y Saleem Alí1,2-</p>	<p>Revisión global de la recolección humana de residuos y su contribución al alivio de la pobreza y una economía circular</p>	<p>África: Los vertederos abiertos son preferidos. El plástico, vidrio, cartón y metales (aluminio, hierro, cobre) se pueden recuperar de los RS (PNUMA, 2018). Los metales, son una fuente de ingresos para los recicladores y sus familias (Kubanza y Simatele 2020). En Pakistán y Afganistán, los niños son enviados por sus padres a vertederos a recolectar basura, casos específicos en China, Brasil, India, Nigeria y todo el mundo. Recolectan metales, latas y recipientes de aluminio, acero, bronce, plomo y cobre de los hogares, vertederos abiertos, contenedores para vender como reciclables. Los metales recuperados se venden a intermediarios que venden a industrias formales de reciclaje, como materia prima para fabricar otros insumos. (Ezeahy 2012).</p>	<p>Ventajas: Mucho interés por parte de las familias con pocos recursos en generar recursos con el reciclaje de plásticos y latas de cerveza y refrescos.</p> <p>Desventajas: No mejora la situación de pobreza</p>	<p>Media</p>

Autores	Título	Resumen o puntos claves	Ventajas/ inconvenientes si lo aplicamos en Bolivia	Grado de sostenibilidad
<p>Angelina Vitorino de Souza Melaré a, Sahudy Montenegro González b, Katti Faceli b, Vitor Casadei b, (2017).</p>	<p>Tecnologías y sistemas de apoyo para contribuir a la gestión de los RS: una revisión sistemática.</p>	<p>Aplicación de las Tecnologías de la Información y la Comunicación relacionada a la gestión de los residuos sólidos. (TIC) y métodos de Investigación Operativa (IO) para Residuos Sólidos. Aplicación de tecnologías, como identificación por radiofrecuencia (RFID), sistema de posicionamiento global (GPS), y Sistema de Información Geográfica (SIG), para monitorear camiones y contenedores de recolección de residuos sólidos. - Propósito de ayudar a los investigadores y gerentes a recopilar información sobre tecnologías/métodos adecuados que pueden ser exploradas de manera integral.</p>	<p>Limitaciones: Tecnología un poco difícil de aplicar por falta de las tecnologías adecuadas, el monitoreo por GPS a camiones recolectores ya se está realizando en las ciudades más pobladas.</p>	<p>En el corto y mediano plazo de sostenibilidad Baja.</p>
<p>Ruijuan Liu, et al.(202)</p>	<p>Modificaciones de los micro plásticos en la gestión del sistema ambiental urbana: una revisión</p>	<ul style="list-style-type: none"> -Problemas ambientales en el uso de los micro plásticos (MP). -Descripción de varias tecnologías novedosas para la eliminación de MP. -Puntos de vista y referencias para la evaluación del riesgo de los PM después de los tratamientos en la gestión ambiental urbana 	<p>Ventajas: De mucho beneficio porque se utiliza los micro plásticos en exceso que contaminan.</p> <p>Limitaciones: Debilidad tecnológica y falta de EA para evitar el uso de los micro plásticos y también su tratamiento y reciclaje.</p>	<p>Medianamente sostenible por las cuestiones ambientales y uso reducido o no uso de lo MP.</p>

4. Conclusiones

Existen diversas experiencias a nivel mundial sobre la recolección y tratamiento posterior de los residuos sólidos principalmente de residuos orgánicos que acorde a la tecnología de cada país tienen la tendencia de transformarse en compost, materia orgánica o abono para uso en la agricultura, o en su caso en energía limpia para diversas actividades de uso cotidiano de la población.

En los países europeos la gestión de la basura o residuos sólidos es sofisticado y acorde a las normas de recolección, tratamiento y uso, situación que depende también de la educación de las personas y las normas que emiten los ayuntamientos para la separación previa de la basura en los domicilios en orgánicos, desechos reciclables y material no reciclable, antes de su recogida.

En países de Latinoamérica la gestión de los residuos sólidos tiene diferentes matices dependiendo de la cantidad generada, en municipios con pocos recursos y presupuesto para el tratamiento de la basura estos terminan en los denominados botaderos o rellenos sanitarios sin ningún tipo de cuidado sanitario ni de preservación del medio ambiente.

En el caso de Bolivia el tema de manejo de los residuos sólidos en los últimos años se ha convertido en un problema sin resolver ni solución clara para su tratamiento o reciclaje, debido a varios aspectos entre los que se puede mencionar: falta de una política clara de manejo de residuos sólidos, de los municipios especialmente ubicados en áreas urbanas, falta de educación y tradición de las personas para el manejo de la basura, escasos recursos económicos para el tratamiento de los mismos, y no cumplimiento de las normas, y leyes del medio ambiente (Ley 1333, ley de la MT, Ley marco de los derechos de la MT.)

Referencias

- Balat, M. y Balat, H. (2009). El biogás como fuente de energía renovable: una revisión. *Energía*. fuente31 (14), 1280–1293. doi:10.1080/15567030802089565 Berardi,
- Di María, F., Micale, C., 2013. Impacto de la Intensidad de Segregación en la Fuente de los Residuos Sólidos en el Consumo de Combustibles y Costos de Recolección. *Gestión de residuos*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.06.023>.
- Di Maria, F., Sisani, F., Continiet, S., 2018. ¿Son eficaces las tecnologías de conversión de residuos en energía de la UE para explotar la energía de los bioresiduos? *aplicación Energía 230*, 1557-1572. Di María, F., Sisani, F., El-Hoz, M., Mersky, RL, 2020. Como la eficiencia de recolección y las restricciones legales sobre el manejo del digestato pueden afectar la efectividad de digestión anaeróbica de bio, residuos: un análisis del contexto italiano desde la perspectiva del ciclo de vida. *ciencia Entorno Total*.726.
- EC, Comisión Europea, 2015. Closing the Loop: un plan de acción de la UE para la economía circular. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF. Consultado el 19 de enero de 2021.
- Gomes, AM, Silveira, AI, 2014. Modelo de recuperación selectiva de biorresiduos: ¿utopía o realidad? *Dieciséis Encuentro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. ENAB), Lisboa.
- Lohan, SK, Dixit, J., Modasir, S. e Ishaq, M. (2012). Recursos potenciales y alcance de la utilización de la energía renovable en Jammu y Cachemira, India. *Renovar. energia39*, 24–29. doi:10.1016/j.renene.2011.08.033
- Thakur, A., Kumar, S., Kumari, S. (2020). La genómica comparativa y la investigación fisiológica respaldaron la seguridad, la adaptación al frío, el potencial hidrolítico eficiente y promotor del crecimiento de las plantas del psicrotrofico *Glutamicibacterarilaitensis* LJH19, aislado del suelo nocturno compost, 10

X Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Hacia la circularidad y el residuo cero

de diciembre de 2020. Preprint (Versión 1). Disponible en: <https://org/10.21203/rs.3.rs-122385/v1>
(Consultado el 10 de diciembre de 2020).

APLICACIÓN DE INDICADOR DE CIRCULARIDAD PARA PLANTAS DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS MUNICIPALES

Rondón Toro, Estefani^{1*}; Lobo, Amaya¹; Gallardo Izquierdo, Antonio²

¹Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Avda. de Los Castros, 39005, Santander, España

²Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, Avda. Vicent Sos Boynat, 12071, Castelló de la Plana, España

*ert324@alumnos.unican.es

Resumen

Los sistemas de tratamiento de residuos municipales son un elemento importante para minimizar la pérdida de recursos en el sistema de producción y consumo, por lo que son claves para poner en práctica el concepto de Economía Circular (EC). Para conocer la cantidad de energía y materiales que se pueden recuperar de forma eficiente en estos sistemas, se aplica un indicador de circularidad (CITP, por sus siglas en inglés) propuesto en literatura reciente a siete casos en operación: desde un vertedero con recuperación de gas hasta una planta de procesamiento de residuos que incluye la recuperación de materiales y el uso de los rechazos como combustible alternativo. La aplicación del CITP a los casos de estudio refleja que las mejores alternativas de tratamiento deben contemplar la valorización intensiva de materiales reciclables y el aprovechamiento energético de los rechazos combustibles. Los resultados de la aplicación muestran que, el CITP se puede calcular de forma sencilla y solamente con la información disponible en la planta. Esto, permite comparar diferentes alternativas desde la perspectiva de la EC, e identificar el margen para mejorar la eficiencia de los procesos de las plantas de manera sencilla.

Palabras clave: economía circular; métricas; eficiencia de recursos; valorización de residuos.

1. Introducción

La economía circular (EC) propone el cambio hacia una economía que aprovecha los recursos de manera eficiente, basada en el principio de cerrar el ciclo de vida de los productos, asegurando a que estos se mantengan en la economía el mayor tiempo posible, reduciendo al mínimo la generación de residuos (FEC, 2022). La gestión de residuos desempeña un papel fundamental en la EC, siempre y cuando se ponga en práctica el “principio de jerarquía de residuos”, el cual obliga a tratar de evitar el desperdicio y, en los casos que esto no sea posible, garantizar que los materiales que han sido desechados se recuperen para ser reutilizados, reciclados, o en último término, valorizados energéticamente (Lansink, 2018). En el amplio contexto de la EC, la evaluación de la circularidad de los sistemas de gestión de residuos debe centrarse en su capacidad para recuperar recursos (Korhonen et al., 2018).

El desarrollo de este trabajo se basa en la aplicación del indicador de circularidad para plantas de tratamiento (CITP, por sus siglas en inglés) propuesto por Rondón Toro et al., (2022), el cual permite evaluar la proximidad al paradigma de EC de los sistemas de gestión de residuos sólidos municipales (RSM) y plantas de tratamiento (PT), en función del grado de cumplimiento del principio de jerarquía de residuos.

Las secciones siguientes presentan la metodología seguida en este trabajo y los fundamentos generales del indicador. Posteriormente, se describe un ejemplo de aplicación con casos de estudio que involucran diferentes alternativas de tratamiento de los RSM, siendo a su vez comparadas con los resultados de los casos propuestos en Rondón Toro et al., (2022). Los resultados permiten extraer las oportunidades de mejora en términos de eficiencia de recursos de las alternativas evaluadas.

2. Metodología

La metodología se basa en, primeramente, resumir los fundamentos generales del CITP desarrollado por Rondón Toro et al., (2022), para posteriormente plantear el caso de estudio, el cual describe las características del sitio, su operación actual y la composición de los RSM. Se plantean las alternativas a estudiar, y se comparan estos resultados con los obtenidos en el estudio de referencia.

2.1 El indicador de circularidad para plantas de tratamiento (CITP)

El CITP ha sido definido como un vector de dos componentes. El primero está referido al grado de recuperación de materiales de un sistema ($CITP_M$), mientras que el segundo componente se centra en medir la cantidad de energía extraída de un sistema ($CITP_E$). La representación del indicador se muestra en la ecuación (1):

$$CITP = CITP_M; CITP_E \quad (1)$$

El indicador permite la comparación de dos o más sistemas de tratamiento de RSM, y aquel que obtenga una mayor puntuación en el primer componente sería el mejor evaluado. En caso de igualdad en el primer componente, se evaluaría como mejor el que tenga el segundo componente más alto.

El cálculo del $CITP_M$ y $CITP_E$, se basa en las ecuaciones (2) y (3) respectivamente.

$$CITP_M = \frac{OF_R + RM_R}{RSU} * 100(\%) \quad (2)$$

$$CITP_E = \frac{E_{WtE} + E_{biogas} + E_{RDF}}{RSU} \text{ (MJ/t)} \quad (3)$$

La ecuación (2) representa la relación entre la cantidad de materiales recuperados y la cantidad de RSM recibidos o que ingresan en el sistema. En este sentido, el numerador considera la suma de las cantidades de los flujos de materia orgánica o MO (OF_R), expresada en toneladas, recuperada y transformada a través de compostaje y/o biodigestión. Por su parte, los materiales reciclables recuperados o MR (RM_R) del sistema, expresados en toneladas, son aquellos que han sido recuperados en cualquiera de los procesos de clasificación, ya sean mecánicos, manuales o post recuperados de desechos en sistemas térmicos.

Por su parte, la ecuación (3) está definida como la relación entre la energía recuperada en el sistema y la cantidad de RSM (t) que ingresa al mismo. La cantidad de energía de los residuos (E_{WtE}) (en MJ), vendría a representar la energía neta producida por una planta de tratamiento térmico (por ejemplo, de incineración). La energía del biogás (E_{biogas}) (en MJ), representa la energía neta extraída en forma de biogás, proveniente de rellenos sanitarios con recuperación de gas (LFG) o de plantas de biodigestión. La energía del combustible sólido recuperado o CSR (E_{RDF}) (en MJ), representa la energía neta producida durante el proceso de combustión del CSR en plantas de tratamiento térmico.

2.2. Aplicación del CITP a casos de estudio

El CITP se aplica a dos casos de estudio, que se derivan del escenario actual presentado en el trabajo de Rondón Toro et al. (2022). Este escenario actual o "caso 2", corresponde a un sitio de disposición final localizado en Chile. Este sitio atiende a una población de 419.280 habitantes, y recibe aproximadamente 167.937 t al año (t/año) de RSM (SUBDERE, 2018). No existe recolección separada en la zona, y por ello en el sitio ingresan los residuos mezclados. La composición promedio de los RSM es: 49% de MO; 17% de

plásticos; 11% de papel y cartón; 2% de vidrio; 1% de metales y, un 20% de residuos de otros tipos. El lugar cuenta con un sistema de recuperación y conversión del biogás en energía eléctrica.

En el estudio de Rondón Toro et al., (2022) fueron evaluadas seis alternativas de tratamiento. En este estudio se compararán las alternativas denominadas casos 2 (escenario actual), 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4. Para el primero de estos casos, se ha considerado que en el sitio se encuentra instalada una planta de tratamiento mecánico donde se reciben los materiales reciclables provenientes de recolección separada (un 12% del flujo total), y el flujo restante es enviado directamente a relleno sanitario con recuperación de energía. Para el caso 2.2 se considera que el flujo total es enviado a una planta de incineración con recuperación de energía. Los rechazos de esta planta, como el material granular (escorias) y los metales se recuperan, y los rechazos son dispuestos en un relleno sanitario para cenizas de la incineración. El caso 2.3 considera que todo el flujo mezclado ingresa a una planta de recuperación y compostaje, y los rechazos de la misma son vendidos como CSR para ser utilizados en plantas de incineración. Los rechazos de la planta y del CSR son enviados a un relleno sanitario con recuperación de energía. Para el caso 2.4 todo el flujo entrante de RSM ingresa a una planta de recuperación, biometanización y compostaje, generándose energía del biogás de la biometanización, y el rechazo de esta planta se envía a relleno sanitario con recuperación de energía.

En este estudio, a parte de considerar los resultados del CITP de los casos anteriores, se agregan dos alternativas, denominadas casos 2.5 y 2.6. A continuación, se describen cada uno de ellos:

- Caso 2.5: en este caso todo el flujo de residuos ingresa mezclado a una planta de tratamiento mecánico-biológico (TMB). En esta planta se recuperan los materiales reciclables, por un lado, y la MO por el otro. La MO se trata y se obtiene un material bioestabilizado, que puede venderse en el mercado. Los rechazos provenientes de la TMB son enviados a disposición final con recuperación de energía.
- Caso 2.6: en este caso se consideran dos flujos de residuos. El primero proviene de la recolección separada de materiales reciclables (12%) del área servida. Este flujo ingresa a una planta de tratamiento mecánico (TM), en donde los materiales que son recuperados se disponen para venta en el mercado de reciclables. Cabe mencionar que este 12% ha sido tomado de una planta de similares características actualmente en operación en la Región Metropolitana de Santiago de Chile, que combina procesos de separación mecánica y manual (KDM, 2008). El segundo flujo, de residuos mezclados, ingresan a una planta de incineración con recuperación de energía (I-ER). Los rechazos de la I-ER se envían a dos tipos de sitios de disposición final: cenizas a vertedero de cenizas y demás rechazos como escorias a vertedero convencional, previa recuperación de los metales entre las escorias de la incineración.

Para los casos 2.5 y 2.6 se elaboró un balance de masa, considerando los diferentes materiales presentes en la mezcla de residuos y las eficiencias de recuperación para este tipo de plantas, con base en el trabajo de Edo Alcón (2019). Al definir cada caso, se comprobaron los requisitos para el aprovechamiento de energía. En este sentido, para el caso 2.5, que considera la disposición de los rechazos en vertedero y posterior aprovechamiento del LFG, se comprobó si el flujo de gas generado es suficiente para su aprovechamiento energético. Tomando como referencia los rangos propuestos por Tchobanoglous and Kreith, (2002) y conociendo que la planta TMB reduce la biodegradabilidad del residuo en más del 79% (Heyer et al., 2013), se asumieron unos valores mínimos de generación de LFG y potencial energético neto de 80 Nm³/t y 80 kWh/t para residuo fresco, y 16 Nm³/t y 16 kWh/t para residuo pretratado en la planta TMB. Por otro lado, como umbral mínimo para la generación de energía en vertedero se adoptó un flujo de 40.000 Nm³/mes (Di Maria et al., 2013).

Por su parte, para calcular la energía producida en el caso 2.6, que corresponde al proceso de incineración con recuperación de energía (I-ER), fue necesario, en primer lugar, conocer el Poder Calorífico Inferior (PCI) de los residuos (Elías and Bordas, 2017). Como referencia, para poder recuperar energía, el valor medio anual del PCI no debe ser inferior a 7 MJ/kg (Mutz et al., 2017). Para este caso, se ha obtenido un valor

promedio del PCI de 9,98 MJ/kg. Para el proceso de recuperación de energía en la I-ER se ha considerado un rendimiento de un 20% respecto al PCI de los residuos entrantes (Neuwahl et al., 2019).

La Tabla 1 y la Figura 1 muestran el balance de masa y aprovechamiento energético para las alternativas consideradas en este estudio. En este sentido, y como especificado en el caso de estudio, el flujo entrante considerado de RSM para todos los casos es de 165.937 t/año. En la Tabla 1 figuran, primeramente, los MR que se recuperan, ya sean a partir del tratamiento mecánico o otros tipos de procesos (como los de la incineración) (RM_R) y los rechazos generados en este proceso. Seguidamente, se presentan las cantidades de MO que se transforman en material bioestabilizado (OF_R) y sus rechazos. En la columna “vertido”, figuran el total de rechazos, que incluyen los rechazos del tratamiento mecánico, biológico, de las cenizas y escorias del proceso de incineración. La columna de producción de biogás o LFG presenta la generación calculada con base en los requerimientos de energía explicados anteriormente. Por último, la energía extraída, expresada en MWh/año, incluye la generada a partir del LFG y de la I-ER, calculados también a partir de las consideraciones anteriores.

Tabla 1. Balance de masa y energía de los casos de estudio

Caso	Descripción	MR		MO		Vertido t/año	Biogás o LFG Nm ³ /biogás/mes	Energía MWh/año
		RM_R t/año	Rechazos t/año	OF_R t/año	Rechazos t/año			
2.5	TMB + LFG	7.334 ^a	76.786	53.881	26.940	104.722 ^{c, d}	91.773	1.101
2.6	TM + I-ER	33.132 ^{a, b}	15.330	-	-	15.330 ^{d, e}	-	81.931

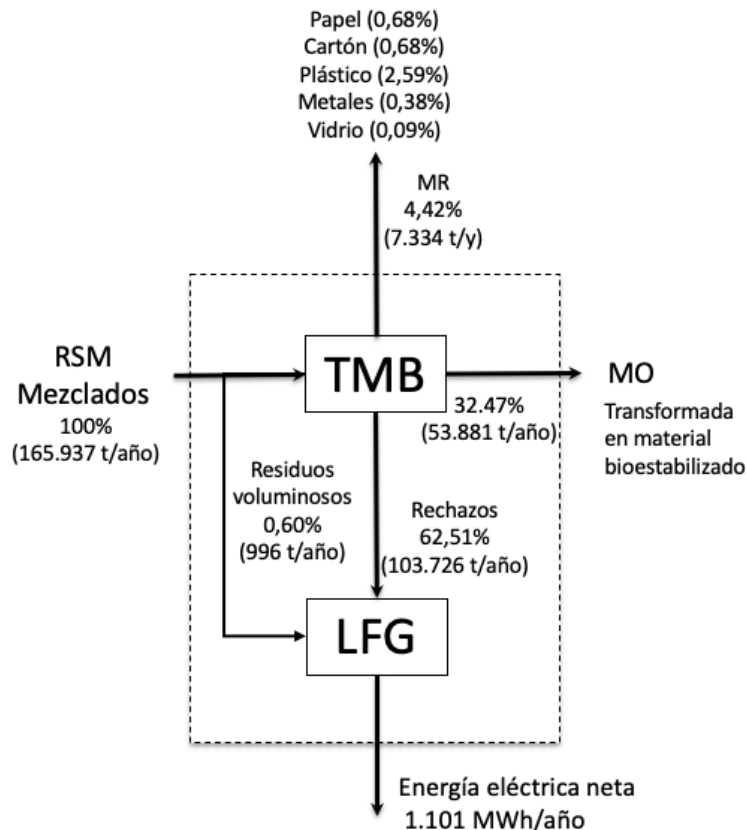
^a MR proveniente de la TM, como plásticos, vidrio, papel, cartón, metales

^b MR valorizados de las escorias provenientes de la I-ER. Los metales recuperados de las escorias representan un 2% de los MR.

^c Relleno sanitario con producción de biogás (LFG).

^d Los residuos voluminosos que ingresan a la I-ER representan un 0,53% de los RSM. Para el caso 2.6, estos representan un 0,6% del total.

^e Corresponden a los rechazos de las escorias y cenizas volantes. Esta últimas son dispuestas de forma separada en un vertedero de seguridad (o de cenizas), y representan el 0,91% de los rechazos.



(a)

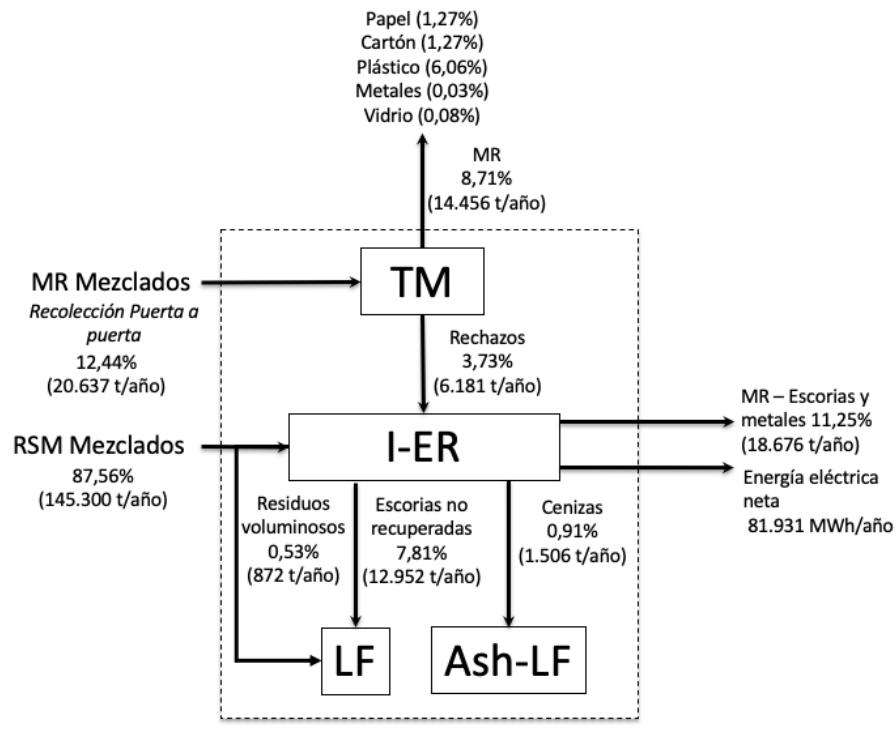


Figura 1. Balances de masa: (a) caso 2.5; (b) caso 2.6

3. Resultados

Para calcular el CIP sobre los casos 2.5 y 2.6, fueron usadas las ecuaciones (2) y (3) empleando los valores calculados en el balance de materia para cada alternativa, presentados en la Tabla 1. En la Tabla 2 se muestran, de forma desagregada, los resultados de los dos componentes del CIP sobre los casos de estudio, y se agregan los resultados del CIP para los casos 2, 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4 presentados en Rondón Toro et al., (2022). Por su parte, la Figura 2 muestra los resultados gráficos del CIP para todos los casos considerados.

Tabla 2. Resultados de la aplicación del CIP a los casos de estudio

Caso	CIP _M			CIP _E			
	RM _R t/año	OF _R t/año	CIP _M %	E _{WTE} MJ/t	E _{Biogas} MJ/t	E _{RDF} MJ/t	CIP _E MJ/t
2	-	-	0	-	173	-	173
2.1	14.456	-	9	-	173	-	173
2.2	20.507	-	12	1.996	-	-	1.996
2.3	8.356	53.881	38	-	18	1.018	1.036
2.4	8.147	53.881	38	-	424	-	424
2.5	7.334	53.881	37	-	24	-	24
2.6	33.132	-	20	1.811	-	-	1.811

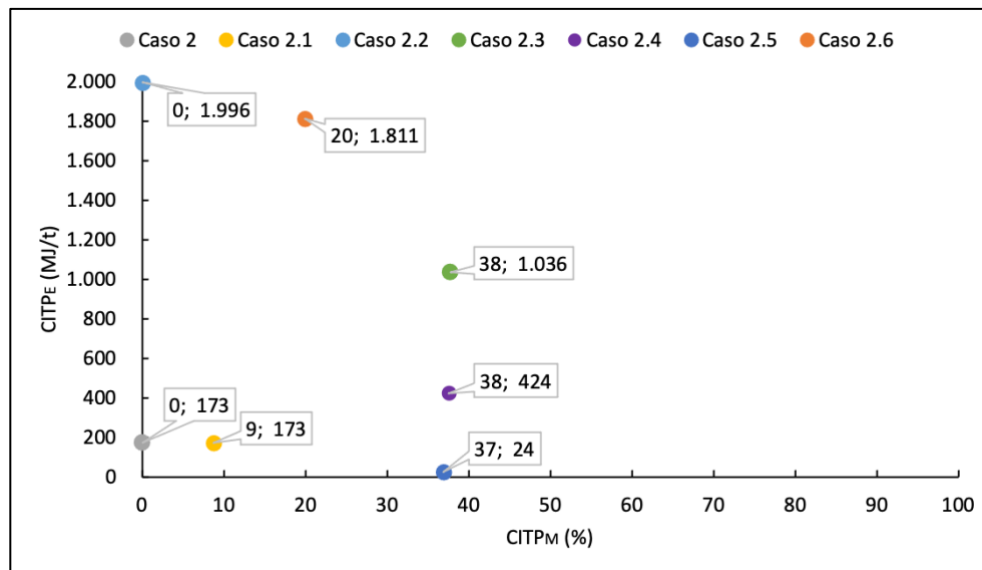


Figura 2. Representación gráfica de los resultados del CITP para los casos de estudio

4. Discusión

Como graficado en la Figura 2, los dos componentes del CITP permiten comparar la circularidad de dos o más sistemas de gestión de RSM, por lo que, el vector con el primer componente más alto, sería el mejor evaluado. Para los casos de igualdad del primer componente, el que tiene el segundo componente más alto vendría a estar mejor evaluado desde la perspectiva de la EC. Esto debido a que, la recuperación de energía está a un peldaño más abajo que la recuperación de materiales, desde el punto de vista de la pirámide jerárquica de residuos. Este postulado está representado por los casos 2.3 y 2.4, evaluados en Rondón Toro et al (2022). En ambos casos figura el mismo valor del $CITP_M$, pero el mayor valor del $CITP_E$ estaría dado para el caso 2.3, debido a la recuperación de energía a través del CSR. La valorización del CSR trae beneficios como el uso de combustibles alternativos en la industria y la aplicación del paradigma de la EC a través de la reducción de la disposición final de recursos aún ricos en energía (Edo Alcón, 2019).

En términos comparativos sobre la posición de los casos entre ambos estudios (Tabla 3), es posible notar que, al agregar los casos 2.5 y 2.6, estos han pasado a ocupar los lugares 3 y 4 respectivamente, pudiendo ser parte de las alternativas que contribuyen a mejorar la eficiencia de los sistemas de gestión propuestos. Estos dos casos combinan el tratamiento mecánico y el TMB, con opciones de tratamiento posteriores para la recuperación de energía. Esta combinación ha permitido intensificar la recuperación de materiales, por un lado, y de energía por otro.

Tabla 3. Posición entre los casos de estudio comparados

Caso	Estudio de referencia	Estudio actual
2	5	7
2.1	4	6
2.2	3	5
2.3	1	1
2.4	2	2
2.5	-	3
2.6	-	4

Por su parte, los casos con peor desempeño en términos de aplicación del indicador de circularidad se identifican fácilmente, ya que se ubican cerca del eje de ordenadas (Y) y se acercan al origen de coordenadas, reflejando que se recuperan en menor medida materiales y energía. Con base en los

resultados generales, el peor de los casos es el caso 2 ya que, en él, no se recuperan materiales. En el caso 2.1, la recuperación está limitada por la fracción de MR que se conduce en un flujo separado a la planta mecánica. Entre estos dos casos, el caso 2 todavía obtiene el peor valor, ya que parte de la energía en el caso 2.1 se recupera del biogás.

Los resultados generales, muestran, por un lado, la aplicabilidad del CITP, pero por otro, se destaca la necesidad de combinar alternativas de tratamiento para la recuperación efectiva de los recursos que todavía están presentes en el flujo de residuos. Con base en esto, varios autores (Coban et al., 2018; Fan et al., 2020; Zhao et al., 2021) coinciden sobre esta necesidad de evaluar diferentes alternativas para mejorar los procesos de tratamiento, permitiendo reducir la generación de rechazos y maximizar el aprovechamiento.

Cabe recalcar que los casos comparados provienen de datos de plantas actualmente en operación, y la eficiencia de recuperación de las mismas podría estar lejos de lo óptimo, por lo que no es posible obtener conclusiones generales acerca del potencial de las tecnologías estudiadas.

5. Conclusiones

En este trabajo se ha aplicado el indicador de circularidad para plantas de tratamiento o CITP, propuesto por Rondón Toro et al (2022), a dos casos de estudio, los cuales se han comparado con los resultados presentados en el estudio de referencia. El CITP evalúa la proximidad al paradigma de EC de los sistemas de gestión de RSM y plantas de tratamiento, con base en el principio de jerarquía de gestión.

Los resultados de la aplicación en los casos de estudio muestran que, las mejores alternativas en términos de circularidad para la valorización de los RSM requieren que se contemplen tanto la valorización de materiales, como el aprovechamiento energético de una parte de los residuos. En este sentido, los casos considerados en este estudio, y que han sido comparados con el estudio de referencia, permiten agregar alternativas con una mejor eficiencia en la recuperación de materiales y energía, ya que consideran, al igual que los casos con los mejores resultados, el pre-tratamiento de una parte del flujo entrante, y la valorización energética del rechazo del flujo restante.

Se recalca que, sacar conclusiones generales sobre las tecnologías consideradas en la evaluación hecha, va más allá del objetivo de este estudio: se ha realizado con datos de plantas reales y, por tanto, los valores del CITP obtenidos podrían ser diferentes en otros casos, utilizando tecnologías similares y con operaciones optimizadas. El uso del CITP en la toma de decisiones podría contribuir en mejorar la gestión y tratamiento de los RSM y maximizar su recuperación, pero para evaluar la sostenibilidad de estos sistemas se requerirá que el indicador mismo sea evaluado en conjunto con otros, considerando dimensiones ambientales, económicas, sociales, etc. Los resultados comparativos permiten que sea posible avanzar hacia el desarrollo y la adopción de procesos de producción más limpia, visualizando la necesidad de la utilización de residuos que inicialmente se disponían, a que puedan ser empleados como recursos extrayendo los materiales y/o energía y puedan ser parte del ciclo económico nuevamente.

Referencias

- Coban, A., Ertis, I.F., Cavdaroglu, N.A., 2018. Municipal solid waste management via multi-criteria decision making methods: A case study in Istanbul, Turkey. *J. Clean. Prod.* 180, 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.130>
- Di Maria, F., Sordi, A., Micale, C., 2013. Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically–biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery. *Waste Manag.* 33, 2557–2567. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.011>
- Edo Alcón, N., 2019. Diseño de una metodología para el control de calidad de los rechazos producidos en las plantas de tratamiento mecánico-biológico de residuos sólidos urbanos. *Universitat Jaume I*,

Castelló de la Plana. <https://doi.org/10.6035/14107.2019.483766>

- Elías, X., Bordas, S., 2017. Economía circular: conversión de residuos en recursos, First Edit. ed. Suez Spain, Madrid.
- Fan, Y. Van, Klemeš, J.J., Walmsley, T.G., Bertók, B., 2020. Implementing Circular Economy in municipal solid waste treatment system using P-graph. *Sci. Total Environ.* 701, 134652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134652>
- FEC, 2022. Economía Circular [WWW Document]. URL <http://economiecircular.org/> (accessed 7.22.22).
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Stegmann, R., 2013. Methane emissions from MBT landfills. *Waste Manag.* 33, 1853–1860. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.012>
- KDM, 2008. Declaración de Impacto Ambiental de la Planta Recuperadora de Reciclables del Relleno Sanitario Loma Los Colorados.
- Korhonen, J., Honkasalo, A., Seppälä, J., 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecol. Econ.* 143, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Lansink, A., 2018. Challenging Changes – Connecting Waste Hierarchy and Circular Economy. *Waste Manag. Res.* 36, 872–872. <https://doi.org/10.1177/0734242X18795600>
- Mutz, D., Hengevoss, D., Hugi, C., Gross, T., 2017. Waste-to-Energy Options in Municipal Solid Waste Management. A Guide for Decision Makers in Developing and Emerging Countries.
- Neuwahl, F., Cusano, G., Gómez Benavides, J., Holbrook, S., Roudier, S., 2019. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU Integrated Pollution Prevention and Control. <https://doi.org/10.2760/761437>
- Rondón Toro, E., Lobo, A., Gallardo Izquierdo, A., 2022. Circularity indicator for municipal solid waste treatment plants. *J. Clean. Prod.* 380, 134807. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134807>
- SUBDERE, 2018. Diagnóstico de la situación por comuna y por región en materia de residuos sólidos domiciliarios y asimilables.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F., 2002. Handbook of Solid Waste Management, Handbook. Mcgraw-hill.
- Zhao, R., Sun, L., Zou, X., Fujii, M., Dong, L., Dou, Y., Geng, Y., Wang, F., 2021. Towards a Zero Waste city- an analysis from the perspective of energy recovery and landfill reduction in Beijing. *Energy* 223, 120055. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120055>

COMPOSTAGEM DOMÉSTICA E SUA IMPORTÂNCIA NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Gabrielly Louise de Carvalho Souza ¹, Luiza Eugenia da Mota Rocha Cirne ²; Josivanda Palmeira Gomes ³; Rossana Maria Feitosa de Figueirêdo ³; Gilberlando Gomes da Silva ³, Maricelma Ribeiro de Moraes ⁴, Maria Eugenia da Rocha Cirne ⁵

¹Graduanda da Universidade Federal de C. Grande-UFCG. Brasil; ²Orientadora e Professora da UFCG;

³colaboradora do Grupo de Estudos e Pesquisa em gestão integrada de Resíduos-GPRS da UFCG-Brasil- Brasil;

⁴Professora da Universidade Estadual da Paraíba-UEPB- Brasil; ⁵Colaboradora externa

luiza.cirne@yahoo.com.br

Resumo

O reaproveitamento é preconizado na hierarquia do gerenciamento de resíduos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), imprescindível para a solução do acúmulo e correta destinação dos resíduos sólidos. Os resíduos orgânicos ocupam altos índices de geração per capita, porém, tais resíduos são considerados rejeitos e com baixos índices de reaproveitamento. A compostagem é considerada uma técnica sustentável, de baixo custo, simples e eficaz para a geração de composto orgânico. O trabalho foi desenvolvido na cidade de Natal- RN, Brasil, com objetivo de verificar o impacto da compostagem domiciliar no gerenciamento de resíduos. A metodologia compreendeu as atividades de diagnóstico de geração de resíduos orgânicos, construção e manejo da composteira doméstica, seleção dos resíduos orgânicos domiciliares e realimentação da composteira. Ao longo do processo, observou-se que nos primeiros dias após o seu abastecimento, o “chorume” liberado era de coloração amarelada e odor forte e cítrico. Com a reidratação dos resíduos com o chorume primário, verificou-se que o líquido produzido apresentou coloração marrom escura e odor amadeirado, que são característicos do biofertilizante, e seu volume medido aumentou em 200 mL por semana. Com o revolvimento do material sólido, verificou-se que os resíduos a se decompor mais lentamente foram as cascas de melancia e de jerimum e os talos de couve. Conclui-se que o processo de compostagem doméstica aplicado nas condições estudadas apresentou resultados eficientes para a contribuição do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Palavras-chave: Compostagem doméstica; resíduos; rejeitos; biofertilizante.

1. Introdução

O grande volume da fração orgânica gerada nos meios urbanos ressalta a importância da adoção de métodos para seu aproveitamento, evitando o descarte inadequado. Os resíduos orgânicos consistem basicamente em sobras de alimento, cascas de frutas e legumes, madeiras, gramas, podas de árvores (Lana e Proença, 2021).

Conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), as etapas que envolvem a vida útil do lixo começam na fabricação, passam pela comercialização para o consumidor final, até o destino e a disposição final ambientalmente adequada. Os destinos do lixo são variados: o aterro sanitário, a coleta seletiva, a reciclagem, a reutilização, a incineração, a compostagem dos orgânicos e outras formas de tratamento regulamentadas pelos órgãos ambientais (Menezes, 2010). A PNRS propõe também que seja realizada a prática de hábitos de consumo sustentável, sempre priorizando uma gestão adequada dos resíduos. Deve-se seguir a seguinte ordem de prioridade no gerenciamento de resíduos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada.

A compostagem é um método aeróbio de reciclagem e tratamento de resíduos orgânicos que busca reproduzir as condições ideais observadas no processo natural de degradação. Fazer um bom composto depende do controle de vários fatores, como umidade, temperatura, ar e equilíbrio de nutrientes (Proença et al., 2021).

Com a compostagem doméstica, pode-se evitar diversos problemas causados pelo acúmulo de lixo. Ela contribui com a diminuição do mau cheiro nas ruas e lixeiras; previne a proliferação de animais vetores de doenças como ratos e baratas; aumenta a vida útil dos aterros sanitários e ainda possibilita a produção de adubo orgânico dentro de casa (Soliva, 2019).

O biofertilizante gerado na compostagem resulta da decomposição de matéria orgânica pura. Não é tóxico, não produz mau cheiro se for manejado corretamente e pode ser utilizado como fertilizante de solo e pesticida natural (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2009). Uma pesquisa realizada pela Universidade da Califórnia analisou a eficiência da adição de biofertilizante em plantas, e, em apenas 24 horas, verificou-se que as populações de bactérias benéficas nas plantas com esse líquido eram de duas a três vezes maiores do que nas plantas do grupo controle. Essas bactérias produzem compostos que ajudam as plantas a crescerem mais rápido e a tornarem-se mais resistentes à doenças (Pagliaccia et al., 2020).

Para tal, o presente trabalho objetivou construir uma composteira doméstica e observar o seus impactos no gerenciamento de resíduos, tanto nas cidades quanto nas residências.

2. Metodología

O trabalho foi desenvolvido na cidade de Natal- RN, Brasil, em parceria com o Laboratório de Tecnologia Agroambiental da Universidade Federal de Campina Grande, no período de Julho a Setembro de 2022.

Para realização do experimento, foi montada uma composteira doméstica vertical utilizando dois baldes de PVC com capacidade de 15kg cada, uma furadeira da marca Skil e brocas de nº 4, 5 e 6.

Foram feitos furos no fundo do balde superior (Figura 1) e um recorte circular na tampa do balde inferior (Figuras 1 e 2).



Figura 1. Balde superior com furos



Figura 2. Balde inferior com recorte circular

Para a quantificação dos resíduos foram utilizadas uma balança digital da marca SF-400 com capacidade de 10kg e uma tábua plástica de corte (Figura 3). A classificação dos resíduos envolveu a identificação do processo ou atividade, além dos impactos à saúde e ao meio ambiente.



Figura 3. Balança para a quantificação dos resíduos

Para conhecer a proporção dos resíduos utilizados, eles foram divididos categorias e dentro de cada uma foi especificada o nome do resíduo e então foram criados gráficos para uma melhor interpretação. As categorias são Frutas: Laranja, banana, goiaba, melancia, mamão e melão (Figura 4); Legumes e Verduras: Alface, tomate, cenoura, batata, jerimum e couve (Figura 5); Outros: Casca de ovos, filtro e borra de café (Figura 6); e, também a proporção de cada categoria anteriormente citada utilizada no abastecimento da composteira (Figura 7).

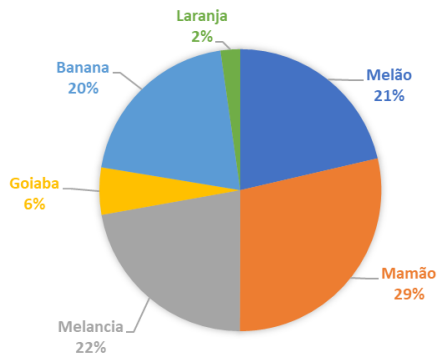


Figura 4. Caracterização Frutas

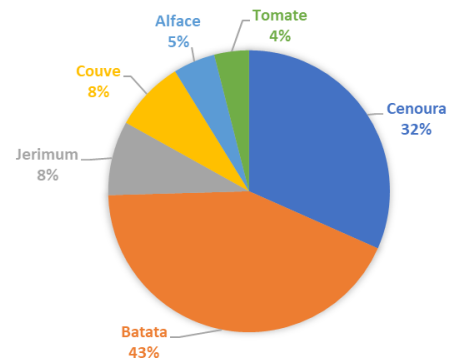


Figura 5. Caracterização Legumes e Verduras

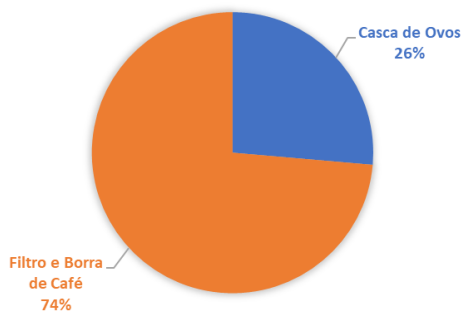


Figura 6. Caracterização Outros Resíduos

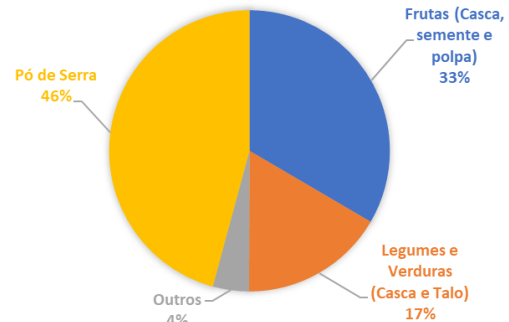


Figura 7. Proporção dos Resíduos Utilizados

A composteira foi alimentada duas vezes em um mesmo dia com resíduos de frutas, verduras, legumes, borra de café e também com pó de serra (Figura 8), todos provenientes de descartes feitos em uma residência de cinco pessoas na cidade de Natal-Brasil e seu manejo foi feito utilizando as técnicas de revolvimento (Figura 9) e reidratação (Figura 10).



Figura 8. Resíduos depositados na composteira



Figura 9. Técnica de revolvimento



Figura 10. Técnica de reidratação

O primeiro líquido liberado pelo processo de degradação dos resíduos foi diluído em 100ml de água e então utilizado para re hidratação. Em seguida, foram feitas medidas semanais do volume do biofertilizante depositado no balde inferior (Figuras 11, 12 e 13). Vale salientar que a umidade dos alimentos influencia diretamente na quantidade do líquido.

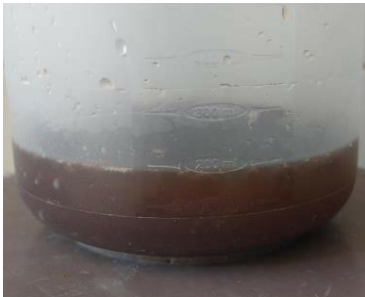


Figura 11. Medida I: 200mL



Figura 12. Medida II: 400mL



Figura 13. Medida III: 600mL

3. Resultados e Discussão

Nos primeiros dias de observação do material, a composteira apresentava um forte odor em ambos os baldes e causou desconforto nos moradores da residência ao serem abertos. Foi observado que o primeiro líquido liberado no processo de degradação, 12 dias após o segundo abastecimento com resíduos, era de uma cor amarelada e possuía ainda odor cítrico (Figura 14). Esse líquido escuro e de cheiro forte se forma quando o lixo entra em decomposição, principalmente por causa da ação de bactérias. Tanto faz se o lixo é orgânico, como restos de comida, ou inorgânico, como plástico ou vidro (Mackus, 2018). Sete dias após a re hidratação, o líquido liberado já possuía outras características, sendo elas coloração marrom escuro e odor amadeirado, semelhante ao pó de serra (Figura 15), o que não provocou incômodo. Isso ocorreu pois o balde superior da composteira funcionava como um biofiltro, removendo as impurezas do fluido utilizando- se agentes biológicos. A biofiltração é um processo que utiliza o crescimento de microrganismos imobilizados em um meio de suporte orgânico ou inorgânico. Os microrganismos

imobilizados são responsáveis pela depuração dos gases e vapores, removendo odor e toxicidade dos mesmos (Fusati, 2023).

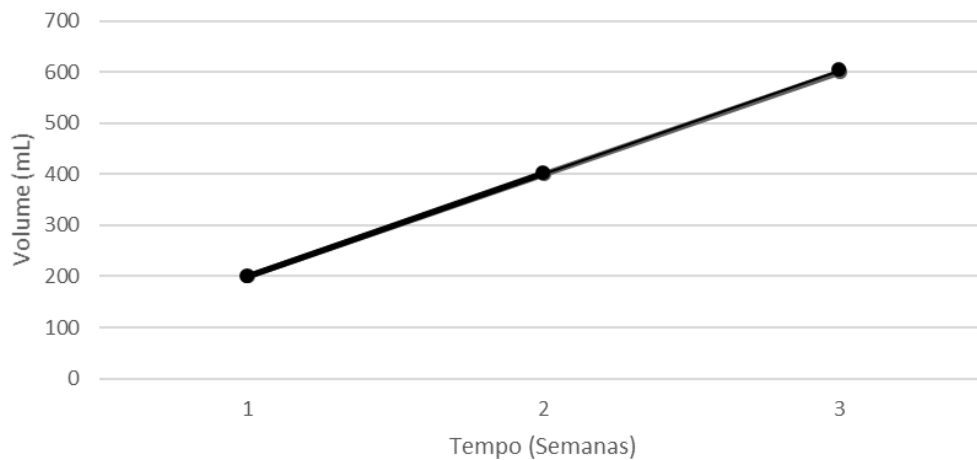


Figura 14. Chorume antes da reidratação



Figura 15. Chorume após reidratação

Com as medidas do volume feitas em período semanal, foi analisado que o biofertilizante líquido aumentava de forma linear, ou seja, a cada semana o volume era 200ml maior que a semana anterior, sendo eles de 200ml, 400ml e 600ml nas semanas 1, 2 e 3, respectivamente, após a reidratação (Figura 16). O biofertilizante produzido na compostagem ajuda as plantas a crescerem mais rápido e a se tornarem mais resistentes a doenças (Pagliaccia et al., 2020).



<

Figura 16. Volume do biofertilizante produzido

Os dados coletados foram armazenados no Software Microsoft Excel versão 2007, e, com isto, foi calculada a quantidade média diária de resíduos orgânicos gerada por dia em uma residência de cinco pessoas (Tabela 1). “Peso 1” e “Peso 2” refere-se ao primeiro e segundo lote de resíduos pesados, ambos no mesmo dia.

Tabela 1. Volume de resíduos orgânicos gerado em uma residência de cinco pessoas

Resíduo	Peso (g)		
	Peso 1 (P1)	Peso 2 (P2)	P1 + P2
Frutas (Casca, semente e polpa)	Peso 1 (P1)	Peso 2 (P2)	P1 + P2
Melão	207	105	312
Mamão	262	157	419
Melancia	251	72	323
Goiaba	79	0	79
Banana	158	136	294
Laranja	0	33	33
Legumes e Verduras (Casca e Talo)	Peso 1 (P1)	Peso 2 (P2)	P1 + P2
Cenoura	141	89	230
Batata	93	219	312
Jerimum	62	0	62
Resíduo	Peso (g)		
Legumes e Verduras (Casca e Talo)	Peso 1 (P1)	Peso 2 (P2)	P1 + P2
Couve	59	0	59
Alface	35	0	35
Tomate	29	0	29
Outros	Peso 1 (P1)	Peso 2 (P2)	P1 + P2
Casca de Ovos	21	27	48
Filtro e Borra de Café	63	71	134
Pó de Serra	1400	600	2000
TOTAL	2860	1509	4369

Ao se realizar o revolvimento do material sólido, verificou-se que os últimos resíduos a se decompor foram cascas de melancia, de jerimum e os talos de couve. O tempo de decomposição dos resíduos depende da sua composição e tamanho e, desta forma, varia de um material para o outro (Toda Matéria, 2023). O material utilizado no estudo está enquadrado na categoria “Resíduos Classe II A – Não Inertes”.

4. Conclusões

A compostagem doméstica não apresentou riscos aos moradores da residência estudada, auxiliou na redução de odores, proliferação de vetores e de custos operacionais com a coleta e o descarte final dos resíduos para aterros sanitários.

A periodicidade de reviramento e reidratação dos resíduos sólidos se mostrou eficiente para o processo de degradação dos resíduos orgânicos, no modelo de compostagem doméstica.

A geração média de resíduos orgânicos de uma família de cinco pessoas representou 440 Kg/família/ano, justificando-se a adoção de metodologias de compostagem doméstica em larga escala, que resultará em contribuições positivas para o gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Referências

BRASIL, Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Clima Temperado. Produção e Uso De Biofertilizantes Em Sistemas De Produção De Base Ecológica, 2009. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/747044/producao-e-uso-de-biofertilizantes-em-sistemas-de-producao-de-base-ecologica>

FUSATI Ambiental. BioFiltro: Controle de Odores em Estações de Tratamento de Esgotos ETE, 2023. <https://fusatiambiental.com.br/biofiltro-controle-de-odores-em-estacoes-de-tratamento-de-esgotos-ete>

Lana, M.M; Proença, L.C. Resíduos Orgânicos. Embrapa Hortaliças, 2021. <https://www.embrapa.br/hortalica-nao-e-so-salada/secoes/residuos-organicos>

Menezes, J. A Gestão do Lixo Requer uma Gestão Compartilhada. PluRale em Site, 2010. <https://www.plurale.com.br/site/noticias-detalhes.php?cod=9590>

Mackus, E. O que é o chorume do lixo, 2018. <https://super.abril.com.br/mundo-estranho/o-que-e-o-chorume-do-lixo>

Pagliaccia, D; Bodaghi, S; Chen, X; Stevenson, D; Deyett, E; De Francesco, A; Borneman, J; Ruegger, P; Peacock, B; Ellstrand, N; Rolshausen, PE; Popa, R; Ying, S; Vidalakis, G. Two Food Waste By-Products Selectively Stimulate Beneficial Resident Citrus Host-Associated Microbes in a Zero-Runoff Indoor Plant Production System. 2020.

Proença, L.C; Rodrigues, C.A.O; Lana, M.M. Compostagem. Embrapa Hortaliças, 2021. <https://www.embrapa.br/hortalica-nao-e-so-salada/secoes/compostagem>

Soliva, T. Qual a Importância da Compostagem Para o Meio Ambiente. Ciclo Orgânico, 2019. <http://blog.cicloorganico.com.br/compostagem/qual-a-importancia-da-compostagem-para-o-meio-ambiente>

Toda Matéria. Tempo de decomposição do lixo, 2023. <https://www.todamateria.com.br/tempo-decomposicao-lixo/>.

COMPOSITES SILICA-ZIRCONA ($\text{SiO}_2@ZrO_2$) PARA LA ELIMINACIÓN FOTOCATALÍTICA DE AZODERIVADOS EN LIXIVIADOS RESISTENTES.

Monrós Tomás Guillermo^{1*}; José Antonio badenes March¹; Mario Ignacio Llusar Vicent¹

¹ Química Inorgánica Medioambiental y Materiales Cerámicos, Dpto. Química Inorgánica y Orgánica, Universidad Jaume I, Castellón.

*monros@uji.es

Resumen

Los colorantes azoicos (Rojo Congo, Azul de metileno, Naranja II...) contienen el grupo azo $-\text{N}=\text{N}-$ siendo muy utilizados en la industria textil, papelera, alimentaria, etc. son compuestos resistentes al tratamiento convencional, apareciendo en lixiviados de vertederos con aportes de residuos de dichas industrias, siendo la fotocatalisis una alternativa a su tratamiento eficiente. En esta comunicación se evalúa la actividad fotocatalítica de composites de sílice-zircona ($\text{SiO}_2@ZrO_2$) sobre el colorante azoico de referencia Naranja II. Los composites fueron obtenidos por métodos de Sol-Gel basados en la hidrólisis-condensación de disoluciones alcohólicas de alcóxidos de Si y Zr (TEOS y n-propóxido de circonio respectivamente). Los materiales secos a 110°C son semiconductores transparentes con aspecto vítreo y presentan alta capacidad de fotodegradación frente a Naranja II, con valores de periodos de semivida similares a la anatasa de referencia (P25 de Degussa), aunque la recuperación de los polvos para su ciclado presenta dificultades por humectación. Con el fin de mejorar la ciclabilidad, las muestras se estabilizaron a $300^\circ\text{C}/1\text{h}$ y $500^\circ\text{C}/1\text{h}$ sucesivamente produciendo vítreos negros cuyos tiempos de vida media son 50 veces superiores y cristaliza circona tetragonal en los composites ricos en ZrO_2 tratados a 500°C , manteniéndose amorfos el resto de forma similar a los secos. Sin embargo, en ensayos de tratamiento de corriente de aire, los materiales estabilizados presentan una capacidad de abatimiento de NO_x similar a los secos.

Palabras clave: cerámicas fotocatalíticas; azoderivados; lixiviados resistentes; sílice; circona.

1. Introducción

En los vertederos, especialmente en temporada de lluvias, se recogen aguas de lixiviación en las correspondientes balsas que arrastran compuestos orgánicos, con presencia de colorantes azoicos (Rojo Congo, Azul de metileno, Naranja II...) muy utilizados en la industria textil, papelera, alimentaria, etc. que son compuestos resistentes al tratamiento convencional y aparecen en lixiviados de vertederos con aportes de residuos de dichas industrias. Los procesos de oxidación fotocatalítica se han considerado uno de los métodos prometedores aplicados para el tratamiento de estos lixiviados. La anatasa es la referencia como material fotocatalizador por su alta actividad, estabilidad, bajo coste y baja toxicidad, L.T.T. Nguyen utiliza anatasa TiO_2 para el tratamiento de lixiviados de vertederos demostrando que en las condiciones óptimas para el proceso de tratamiento (pH 4, catalizador de TiO_2 de $0,05\text{ g/l}$ y exposición a UV de 90 minutos) se podía eliminar hasta un 67,2% de DQO y un 56,4% de color (Nguyen, 2015). Sin embargo, la anatasa presenta problemas asociados con baja velocidad de fotocatalisis y necesidad de irradiación UV al no acoplarse su band gap con la luz solar: la utilización de composites cerámicos puede mejorar estos aspectos. Los colorantes azoicos contienen el grupo $-\text{N}=\text{N}-$ y son ampliamente utilizados como colorantes en la industria textil, papelera, alimentaria, etc. (Rojo Congo, Azul de metileno, Naranja II...) son compuestos resistentes al tratamiento convencional, siendo la fotocatalisis una alternativa a su tratamiento eficiente en

los lixiviados de residuos (Gargori et al., 2009). En esta comunicación se estudia la capacidad fotocatalítica de composites de composición formal $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$ (Bisbas, 2013).

2. Metodología

En esta comunicación se evalúa la actividad fotocatalítica de composites de composición formal $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$.

2.1 Síntesis.

Los composites fueron obtenidos por métodos de coprecipitación Sol-Gel o gel polimérico (Figura 1). La composición mola general de los geles fue $(1-x)\text{Zr}:(1-x)\text{acac}:x\text{Si}:85\text{EtOH}:\text{H}_2\text{O}$, donde acac es acetilacetona ($\text{CH}_3\text{COCH}_2\text{COCH}_3$) utilizado como quelante bidentado para el control de la hidrólisis del TEOS (tetraetilortosilicato o tetraóxido de silicio) y del n-propóxido de circonio precursores utilizados de Si y Zr respectivamente, el agua interviene en cantidades estequiométricas desarrollándose el proceso de hidrólisis-condensación a reflujo y en agitación continua (Fig. 1). Los geles obtenidos se secan bajo lámpara de infrarrojos. Los materiales secos son de aspecto homogéneo, cristalino y transparentes (Fig. 2). Posteriormente los geles secos se calcinaron a $300^\circ\text{C}/1\text{h}$ y $500^\circ\text{C}/1\text{h}$ sucesivamente.

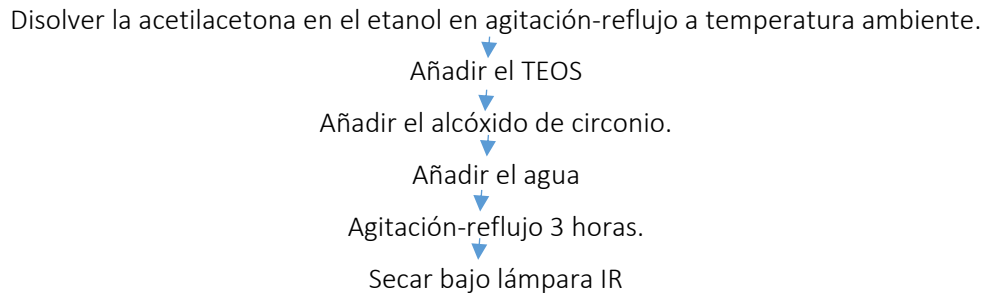


Figura 1. Diagrama de flujo de la síntesis de los composites $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$.

2.2. Métodos de caracterización.

Las muestras se caracterizaron en un difractómetro Siemens D5000 con radiación $\text{Cu K}\alpha$ en el intervalo $10-70^\circ 2\theta$, velocidad de barrido $0.05^\circ 2\theta/\text{s}$, constante de tiempo 10 s y condiciones de 40 kV y 20 mA.

Los espectros UV-Vis-NIR se obtuvieron con un espectrómetro Jasco V670 mediante la técnica de reflectancia difusa. La energía de band gap de los semiconductores se calculó mediante el método de Tauc utilizando los espectros UV-Vis-NIR de Kubelka-Munk (Tauc et al., 1966).

Para el seguimiento de la cinética de fotodegradación de los substratos se realizó con una lámpara de mercurio de media presión de 125 W de potencia, con espectro de emisión que presenta tres líneas características a 254, 313 y 365 nm, empleada como fuente de radiación UV sobre la disolución contenida en un reactor de vidrio de cuarzo (que minimiza el filtrado de la radiación UV de la fuente) refrigerado por una camisa con corriente de agua. Se utilizaron disoluciones del colorante monoazo Naranja II de concentración $0.6 \cdot 10^{-4}$ M tamponadas a pH 7,4 con una mezcla de $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Panreac, S.A) a la que se añade el polvo fotocatalizador en suspensiones de 500 mg/l mantenidas en agitación continua (Gargori, 2009).

La degradación de Naranja II se siguió por colorimetría a 480 nm. Las curvas de fotodegradación se analizan según el modelo de Langmuir-Hinshelwood (Cerro et al., 2012, Monrós et al., 2021). Con bajas concentraciones iniciales (C_0) y con baja absorción por el fotocatalizador este modelo cinético sigue la ecuación 1:

$$\ln \frac{c_0/2}{c_0} = K_{app} t_{1/2}$$

Donde t= tiempo de irradiación, C= concentración actual del colorante.

Al representar $\ln(C/Co)$ frente al tiempo de irradiación, la cinética que sigue el modelo Langmuir-Hinshelwood presenta un ajuste lineal siendo la pendiente de la recta la constante aparente de velocidad de primer orden K_{app} . El tiempo de semivida ($t_{1/2}$) se puede calcular considerando las expresiones:

$$\ln \frac{c_0/2}{c_0} = K_{app} t_{1/2} \quad t_{1/2} = -\frac{\ln 2}{K_{app}} \quad (2 \text{ y } 3)$$

La actividad fotocatalítica frente a NO_x se realizó por flujo de 6 l/s de aire durante 48 horas sobre 1 g de muestra colocada sobre un embudo con filtro de porcelana porosa e irradiada con luz UVA (560 nm) de 90 W. Finalizada la irradiación la muestra se lava con 10 ml de agua destilada y se miden nitratos en el filtrado obtenido por fotometría óptica a 220 nm. Con la concentración de nitratos, se calcula la eficiencia de abatimiento de NO_x en el aire (con una concentración media de 30 mg/Nm³), abatidos en forma de nitratos (Monrós et al., 2021).

2.3. Resultados y discusión.

Las Figuras 1.A presenta los composites secos $xSiO_2@(1-x)ZrO_2$ en imagen con lupa binocular (x40) observándose particulado de espectro vítreo y transparentes. Las Fig.1.B presentan los difractogramas de Rayos X (DRX) de las muestras significativas extremas, en todos los casos las muestras presentan un comportamiento amorfo exento de picos de difracción. Las Fig.1.C presentan los diagramas de Tauc con indicación del bandgap; se observa un ligero aumento del band gap con x poco significativo (de 3.7 a 3.8 eV). La Fig.1.D muestra los espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa; se observan bandas intensas en el ultravioleta a 220, 290 y 330 nm así como un hombro ya en el linde con el visible a 390 nm. Por último, la Fig.1.E presenta el resultado del test de fotodegradación de Naranja II con las muestras junto con el de una muestra de anatasa P25 de Degussa como referencia): se observa una actividad fotocatalítica de las muestras muy similar e incluso superior a la P25 ($t_{1/2}$ de 13 min frente a los 27 de la referencia, Tabla 1). La actividad frente a NO_x (Tabla 2), es moderada abatiendo a nitratos entre el 13 y el 25% de NO_x en el mejor de los casos. Los polvos secos presentan dificultades por humectación para la recuperación para su ciclado.

Con el fin de mejorar la ciclabilidad, las muestras se estabilizaron a 300°C/1h y 500°C/1h sucesivamente produciendo vítreos negros (Figuras 2 y 3 respectivamente).

Las Figuras 2.A presenta los composites estabilizados a 300°C/1h en imagen con lupa binocular (x40) observándose particulado de aspecto vítreo y negro usual en estos casos por encapsulamiento de grafito en el tratamiento térmico (Monrós et al., 2021). Las Fig.2.B presentan los difractogramas de Rayos X (DRX) de las muestras significativas extremas, en todos los casos las muestras presentan un comportamiento amorfo exento de picos de difracción, aunque en la muestra $x=0$ sin silicio se percibe un pico de difracción en torno a $30^\circ 2\theta$ asociado a circona tetragonal, usual en estos casos. La Fig.2.C muestra los espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa; se pueden observar las mismas bandas en el ultravioleta a 220, 290 y 330 nm detectadas con mayor resolución en los secos, sin embargo, las muestras absorben todo el visible asociado al grafito residual en las mismas. Por último, la Fig.2.D presenta el resultado del test de fotodegradación de Naranja II con las muestras junto con el de una muestra de anatasa P25 de Degussa como referencia): se observa la pérdida de la actividad fotocatalítica de las muestras superando sus tiempos de semivida $t_{1/2}$ del control realizado sin adición de polvo fotocatalizador, indicando que la muestra absorbe la radiación y modera la fotólisis simple del Naranja II.

Las Figuras 3.A presenta los composites estabilizados a 500°C/1h en imagen con lupa binocular (x40) observándose particulado de aspecto vítreo y negro indicando una potente capacidad de oclusión de grafito por las muestras. Las Fig.3.B presentan los difractogramas de Rayos X (DRX) de las muestras significativas extremas, en la muestra x=0 se detectan los picos de difracción asociados a circona tetragonal, sin embargo, la muestra con el 50% de sílice permanece amorfa. La Fig.3.C muestra los espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa; como en las muestras a 300°C se pueden observar las mismas bandas en el ultravioleta a 220, 290 y 330 nm y las muestras absorben todo el visible asociado al grafito ocluido en las mismas. Por último, la Fig.1.D presenta el resultado del test de fotodegradación de Naranja II con las muestras: se observa la pérdida de la actividad fotocatalítica de las muestras superando sus tiempos de semivida $t_{1/2}$ del control realizado sin adición de polvo fotocatalizador y también a los de las muestras 300°C fruto de la mayor dispersabilidad de los polvos que potencia su capacidad de absorción de radiación (Tabla 1). Sin embargo, frente a NOx las muestras mantienen la eficiencia e incluso la superan (Tabla 2).

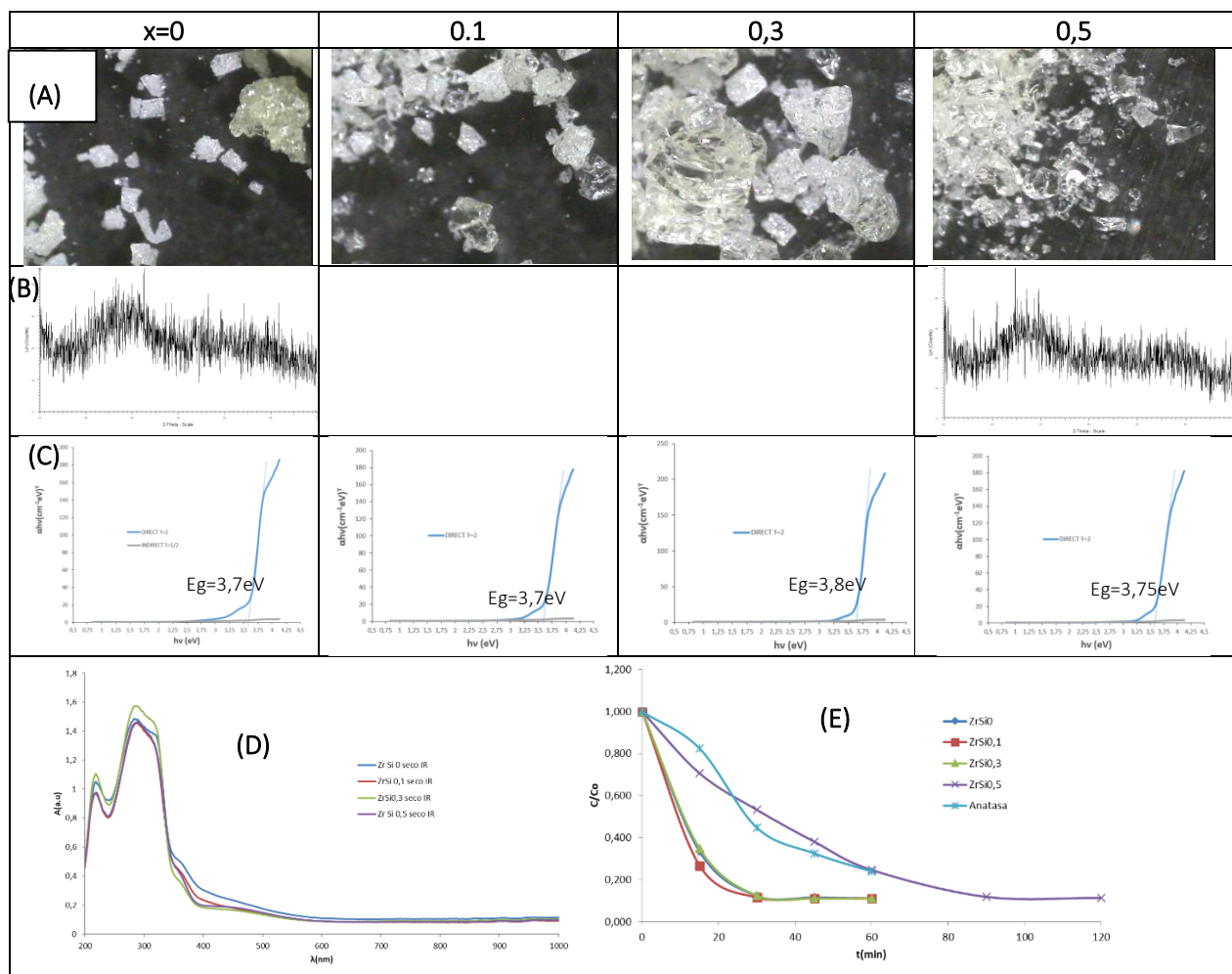


Figura 1. Composites secos $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$: (A) Imagen de los composites transparentes (x40), (B) DRX de muestras significativas, (C) Diagramas de Tauc con indicación del bandgap, (D) Espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa, (E) Test de fotodegradación de Naranja II con las muestras (se muestra la anatasa P25 de Degussa como referencia).

Tabla 1. Parámetros de la fotodegradación de Naranja II de las muestras utilizando dos referencias: TiO₂ P25 de Degussa y CONTROL realizada sin adición de ningún fotocatalizador.

Muestra	t _{1/2} (min)	R ²
Anatasa (P25)	27,3	0,9774
CONTROL	497	0,890
SECOS		
0	13,83	0,9034
0,1	13,97	0,8665
0,2	13,56	0,9181
0,5	35,06	0,9586
300°C/1h		
0	1150	0,9919
0,1	1725	0,9375
0,2	985,7	0,9731
0,5	1725	0,9390
500°C/1h		
0	2300	0,9945
0,1	1724	0,9842
0,2	2300	0,9882
0,5	2300	0,9737

Tabla 2. Parámetros de la fotodegradación de NO_x (medido como NO₂) de las muestras considerando concentración media en el aire NO_x=30 µg/Nm³.

Muestra	Δm(g)	[NO ₃ ⁻] (ppm)	E(%)
SECOS			
0	-0,002	9,7	13,8
0,1	-0,029	17,8	25,5
0,2	-0,033	6,1	8,7
0,5	-0,054	12,8	18,3
500°C/1h			
0	-0,045	20,4	29,2
0,1	-0,041	11,2	16,0
0,2	-0,163	10,9	15,6
0,5	-0,005	13,2	18,9

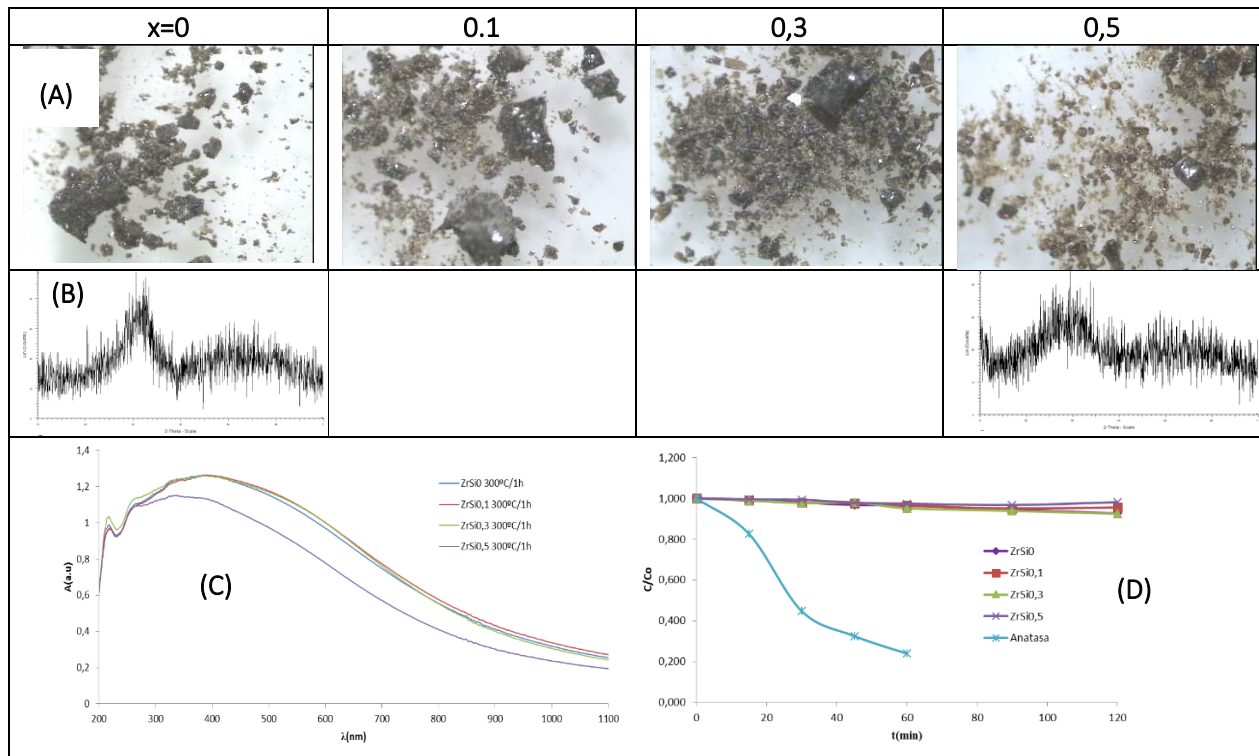


Figura 2. Composites calcinados 300°C/1h $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$: (A) Imagen de los composites (x40), (B) DRX de muestras significativas, (C) Espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa, (D) Test de fotodegradación de Naranja II con las muestras (se muestra la anatasa P25 de Degussa como referencia).

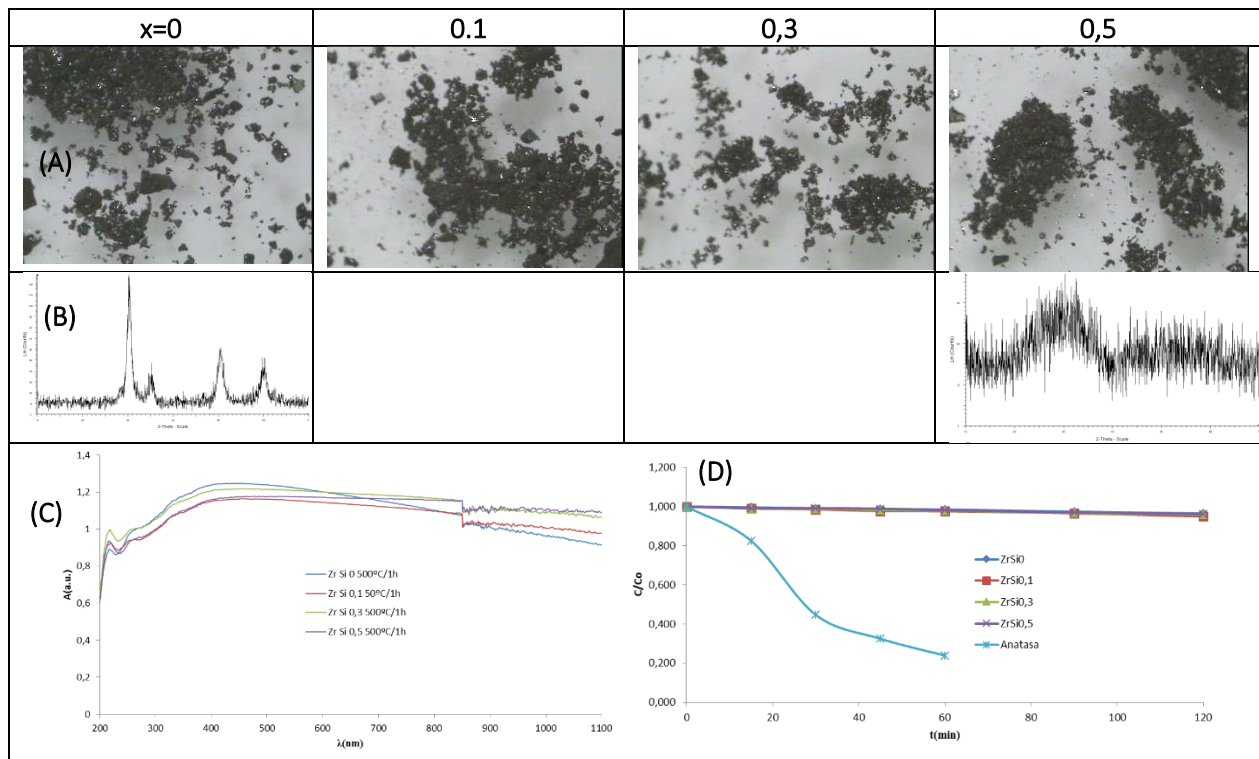


Figura 3. Composites calcinados 500°C/1h $x\text{SiO}_2@(1-x)\text{ZrO}_2$: (A) Imagen de los composites (x40), (B) DRX de muestras significativas, (C) Espectros UV-Vis-NIR por reflectancia difusa, (D) Test de fotodegradación de Naranja II con las muestras (se muestra la anatasa P25 de Degussa como referencia).

4. Conclusiones

Las principales conclusiones son:

- a) Se han obtenido composites de sílice-zircona ($\text{SiO}_2@\text{ZrO}_2$) por métodos de Sol-Gel basados en la hidrólisis-condensación de disoluciones alcohólicas de alcóxidos de Si y Zr (TEOS y n-propóxido de circonio respectivamente).
- b) Los materiales secos a 110°C son semiconductores transparentes con aspecto vítreo y presentan alta capacidad de fotodegradación frente al colorante azoico de referencia Naranja II, con periodos de semivida similares o superiores a la anatasa de referencia (P25 de Degussa), aunque la recuperación de los polvos para su ciclado presenta dificultades por humectación.
- c) Las muestras estabilizadas a $300^\circ\text{C}/1\text{h}$ y $500^\circ\text{C}/1\text{h}$ sucesivamente producen materiales negros cuyos tiempos de vida media son 50 veces superiores a los secos y cristalizan circonia tetragonal en los composites ricos en ZrO_2 tratados a 500°C , manteniéndose amorfos el resto.
- d) En los ensayos de tratamiento de corriente de aire, los materiales estabilizados presentan una eficiencia de abatimiento de NO_x similar o incluso superior a los secos.

Agradecimientos

Los autores agradecen el soporte financiero de la Universitat Jaume I (Proyecto UJI B2021-73).

Referencias

Cerro, S., Galindo, R., García, A., Monrós A., Badenes, J. Gargori C., Monrós G. (2012), Photocatalysts in ceramics, *Ceramic Forum International*, 89,5, E143-E149.

Gargori, C., Galindo, R., Llusar, M., Tena, M.A., Monrós, G., Badenes, J. A. (2009) Photocatalytic degradation of Orange II by titania addition to sol-gel glasses, *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 50,314-320.

Biswas, M., Dinda, E., Paira, T.K., Roy, M., Mandal. T.K. (2013), Gelation of amino acid-based amphiphiles in water-based mixed solvent systems: reusable catalytic templates for nanostructured silica and silica-zirconia photocatalyst, *Soft Matter*, 9, 5293–5304

Monrós, G., Scheelite and Zircon: Brightness, Color and NIR Reflectance in Ceramics; Nova Science Publishers: New York, USA, 2021, ISBN: 978-1-53619-332-9.

Nguyen, L.T.T., (2015), Small scale landfill leachate treatment using photocatalytic oxidation process, *Journal of Science and Technology*, 53(3A):49-54

Tauc, J., Grigorovici, R., Vancu, A., (1966), Optical Properties and Electronic Structure of Amorphous Germanium, *Phys. Status Solidi*,15,2:627–637.

PROPIEDADES AISLANTES DE COMPONENTES CONSTRUCTIVOS FABRICADOS CON DESECHOS DE RAEE

Kreiker, Jeronimo^{*1}; Peisino, Lucas¹; Gomez, Melina³; Raggiotti, Belen²; Gaggino, Rosana¹

¹Centro Experimental de la Vivienda Económica, CEVE-CONICET, AVE, Igualdad 3585 CP:5003, Córdoba, Argentina.

²Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad (CINTEMAC), UTN-FRC, Maestro M. López y Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina .

³Instituto de Física Aplicada, INFAP-CONICET, UNSL, Almirante. Brown 869, D5700ANU, San Luis, Argentina.

jkreiker@ceve.org.ar

Resumen

La industria del reciclado de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE), tiene como gran desafío revalorizar la fracción plástica (FPR), la cual constituye entre el 25-30 % del total en peso. Este material presenta una composición heterogénea en tipo y cantidad de polímeros, además de contener aditivos y metales, lo que dificulta su reciclado. Un destino posible, es usar la FPR como agregado en reemplazo total o parcial de agregados naturales en la elaboración de morteros. Sin embargo, estudios previos de nuestro equipo demostraron que esta alternativa presenta el problema de la lixiviación de contaminantes y por tanto su uso es perjudicial para la salud y el ambiente. Para resolver este problema, se desarrolló un agregado de plástico reciclado (APR) de tipo Core-Shell, donde el núcleo es una partícula de FPR recubierta con sucesivas capas de cemento y aditivos estabilizantes. El APR se usó como agregado en morteros para fabricar componentes constructivos tipo ladrillos, bloques y placas. Este material mostró muy buenas propiedades físicas y mecánicas, además de la estabilización total de los contaminantes. En este trabajo se presentan los resultados del análisis de la conductividad térmica del material en diferentes matrices cementicias y dosificaciones. Se obtuvo un valor de conductividad térmica significativamente menor en los morteros con APR respecto del patrón elaborado con arena. Esto se explica en base a la menor densidad y la naturaleza polimérica del APR. Estos resultados servirán de base para un estudio de comportamiento higrotérmico de los componentes en muros y envolventes.

Palabras clave: plásticos de RAEE, agregado de plástico reciclado, componentes constructivos, conductividad térmica.

1. Introducción

En las últimas décadas la producción de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (AEE) se incrementó de manera alarmante y se ha vuelto un gran problema a nivel mundial debido a la acumulación e inadecuada disposición final de esta corriente de residuos, denominadas RAEE. Tanto los metales, en lo que se conoce como minería urbana, como plaquetas y cables, han encontrado circuitos de reciclado y revalorización, lo cual contribuye a disminuir la disposición inadecuada de los desechos, aunque es de destacar que aún hay una importante cantidad que continúa siendo descartada en rellenos sanitarios o en el peor de los casos en basurales a cielo abierto (Pérez-Belis et al., 2015).

Hasta el momento, la fracción plástica de los RAEE (FPR) no posee una inserción a escala en un circuito de revalorización, debido a su compleja y heterogénea composición, lo que provoca que su reciclado mediante métodos tradicionales (reciclado químico o energético, entre otros) no sea viable, por lo que en la mayoría de los casos terminan siendo enterrados o descartados en basurales a cielo abierto (Ilankoon et al., 2018).

Si bien la composición de la FPR depende del tipo de aparato del que se extrae, generalmente los componentes mayoritarios (aprox. 70% en peso) son ABS (acrilonitrilo-butadieno-estireno) y HIPS (poliestireno de alto impacto). Además, en su composición se encuentran compuestos de elevada toxicidad como los retardantes de llama polibromados (BFRs), metales pesados y antimonio, entre otros, lo que dificulta aún más el tratamiento y revalorización de la FPR (Signoret et al., 2020). Si bien los retardantes de llama son necesarios, pueden salvar vidas y prevenir daños materiales, también son objeto de una creciente preocupación sobre sus impactos medioambientales y efectos sobre la salud tanto de trabajadores como de consumidores. Algunos de ellos ya se encuentran reglamentados y/o prohibidos.

Así, y considerando las ventajas que puede traer la recuperación a escala de la FPR, es necesario desarrollar tecnologías de reciclaje que contemplen la presencia de metales, retardantes de llama y otros aditivos que puedan emanar sustancias químicas tóxicas durante el proceso de reciclado o en el producto final. En este sentido, es sabido que la incorporación de los residuos sólidos plásticos en la industria de la construcción ha sido estudiada como una alternativa sostenible, tanto para uso como agregado como en fibras de refuerzo para morteros de cemento y hormigón. Mediante este uso, los plásticos reciclados pueden ser reutilizados sin que se comprometa su calidad y en reemplazo de materiales vírgenes. De esta manera no sólo se logra un beneficio ambiental al disminuir la acumulación de plásticos contaminantes, sino que se promueve el consumo menos agresivo de materias primas naturales (Gu et al., 2016).

En trabajos anteriores, hemos demostrado que es posible estabilizar los contaminantes presentes en la FPR. De esta manera, tanto los metales pesados (Peisino et al., 2019) como los BFRs (Gómez et al., 2020) fueron estabilizados mediante el uso de un enfoque de estrategia núcleo-coraza (en inglés *Core-Shell*) para obtener un nuevo agregado de plástico reciclado (RPA), donde el núcleo de RAEE está recubierto por una coraza de matriz de cemento y aditivos. Se demostró que los metales pesados se estabilizaron por la barrera física y alcalina de la capa de cemento, mientras que el lixiviado de BFRs fue contenido mediante el uso de carbón activado como aditivo de la mezcla cementicia. Además, los componentes constructivos elaborados en base al RPA mostraron propiedades físicas y mecánicas satisfactorias y muy prometedoras (Cappelletti et al., 2022).

En este trabajo se presentan los resultados de la determinación de la conductividad térmica de probetas elaboradas en base al RPA con diferentes componentes de la coraza como agregados en morteros de cemento.

2. Materiales y métodos.

Se prepararon 6 variedades de APR en base a FPR de dos granulometrías diferentes, 3 y 8 mm, mediante la tecnología desarrollada en nuestro Centro y reportada en trabajos previos (Gómez et al, 2020). Los APR utilizados fueron elaborados con carbón activado de diferentes proveedores y cemento de albañilería en la coraza, tal como se describe en la Tabla 1. Las proporciones no son informadas por protección de propiedad intelectual.

Tabla 1: composición de los APR usados como agregado en las probetas

APR	FPR	Carbon activado	Marca	Denominación del APR
APR1	8 mm	-	-	FPR#8@MC
APR2	3 mm	CAE 061	Clarimex	FPR#3@MC:CA/061
APR3	3 mm	CAE Ultra	Clarimex	FPR#3@MC:CA/CU
APR4	3 mm	MMF	Clarimex	FPR#3@MC:CA/MMF
APR5	8 mm	Clarisol B	Clarimex	FPR#8@MC:CA/CB
APR6	3 mm	Vegetal	Local	FPR#3@MC: CV

Las diferentes variedades de APR fueron estacionadas durante 28 días manteniendo condiciones de temperatura controlada $25 (\pm 5) ^\circ\text{C}$ y humedad suficiente para el proceso de fraguado. Una vez transcurrido el tiempo de estacionamiento, fueron usadas en reemplazo de los agregados naturales, Figura 1.



Figura 1: APR preparados en base a FPR de 3 y 8 mm, respectivamente.

Con el APR de diferente granulometría se elaboraron probetas para ensayar la conductividad térmica. En este trabajo se utilizaron probetas de $4 \times 4 \times 16$ cm elaboradas bajo los lineamientos de la norma IRAM 1622, ya que las mismas fueron utilizadas posteriormente para ensayos de resistencia a la compresión simple (Figura 2).



Figura 2: probetas de mortero con APR y FPR como agregado.

Las probetas fueron elaboradas con APR y FPR de 3 y 8 mm como agregados en cemento portland tipo CPF-40. La relación agua/cemento (A/C) no fue determinada, ya que se observó mucha variabilidad en la demanda de agua entre las muestras debido a la diferente condición de humectabilidad de AR, FPR y APR. La cantidad de agua usada para cada pasta se aproximó buscando alcanzar una trabajabilidad aceptable de la muestra para el colado de las probetas. La composición de las diferentes probetas se describe en la Tabla 2.

Tabla 2: probetas elaboradas en base a los diferentes agregados en matriz de cemento.

Entrada	AG ³	masa (g)	CPF ¹	δ (g/cm ³)	Agua (mL)	Masa (g)	Cemento Total	
							(g)	(%) ²
1	AR ³	379	50	1,48± 0,1	36	429	50	12
2	FPR#3	369	52	0,8± 0,1	60	421	52	14
3	FPR#8@MC	239	55	1,2 ± 0,1	60	294	143	59
4	FPR#3@MC:CA/061	243	55		60	298	160	65
5	FPR#3@MC:CA/CU	232	55		60	287	153	65
6	FPR#3@MC:CA/MMF	212	55		40	267	139	65
7	FPR#8@MC:CA/CB	231	55		40	286	152	65
8	FPR#3@MC:CV	233	55		50	288	153	65

¹ Proporción de Agregado:cemento de 6:1 en volumen para todas las muestras.

² Contenido total de cemento = CPF_{APR} + CPF_{probeta}

³ El agregado usado en la entrada 1 fue Arena Natural de Río y en la entrada 2 fue la FPR de 3 mm. En las entradas 3-8 se usaron las variedades de APR elaboradas para este estudio.

Para la medición de la conductividad térmica se desarrolló un equipo basado en la adaptación de la norma IRAM 11559:1995.

El equipo desarrollado consistió en una placa caliente donde se sustituyeron las resistencias de guarda, propuestas originalmente en la norma, por una capa importante de material aislante. La parte inferior fue calentada por una resistencia eléctrica a la cual se aplicó una diferencia de potencia, variada y controlada desde un variador de tensión, logrando así diferentes valores de potencia eléctrica. Una placa fría en la parte superior expuesta al ambiente recibía el flujo calórico, a modo de sumidero. Ambas placas poseen sendos orificios en los cuales se coloca la termocupla. La probeta se ubicó entre ambas placas, de modo tal, que una de sus caras estuviera en contacto con la placa caliente y la otra en contacto con la placa fría. Todo el conjunto se encuentra rodeado de un material aislante, para evitar fugas de calor por la parte inferior y laterales. El dispositivo desarrollado puede verse en la Figura 3.



Figura 3: Equipo usado para medir la conductividad térmica. Adaptación del equipo bajo la Norma IRAM 11559:1995

3. Resultados y discusión

Los valores de conductividad térmica obtenidos en el estudio son informados en la Figura 4. El valor obtenido para el patrón elaborado con arena y cemento fue de $0,51 \text{ W/m } ^\circ\text{C}$, similar a los valores encontrados en bibliografía (Yunsheng Xu y Chung, 2000), lo cual demuestra la exactitud del equipo de medición.

Por otro lado, es sabido que hay varios factores que influyen en la conductividad térmica de los materiales. En el caso de los composites, si bien no hay una relación directa entre la conductividad de cada material constituyente con la conductividad final, sí es posible identificar ciertos patrones que determinan de manera aproximada el comportamiento general. De esta forma, tanto la densidad aparente que se relaciona a la forma en que se combinan los materiales, como a la naturaleza de los mismos son factores sobre los cuales es posible predecir un comportamiento.

En lo que respecta a los materiales poliméricos, es sabido que tienen menor conductividad térmica que los agregados naturales, por lo cual es de esperar que la probeta elaborada con FPR#3 (entrada 2) tenga menor conductividad térmica que el patrón. En este caso se pudo medir un valor de $0,28 \text{ W/m } ^\circ\text{C}$, significativamente menor al agregado natural. En las probetas elaboradas con APR, los valores son bastante similares entre sí, con pequeñas variaciones en función del tipo de carbón activado usado en la coraza, lo cual demuestra que este aditivo no tiene influencia en la conductividad. Por otro lado, se observó que sin este aditivo el valor de conductividad fue el más próximo al patrón, FPR#8@MC (entrada 3), lo cual podría explicarse por una mayor cantidad de cemento en la coraza. Una tendencia que quedó evidenciada en este estudio, es que el tamaño del APR fue un factor de influencia en la conductividad. Así, el APR elaborado con FPR de 3 mm tiene valores de conductividad menor que con las partículas de mayor tamaño, lo cual posiblemente está ligado a la densidad aparente del material.

Si se analizan los valores de densidad aparente de las probetas, lo cual se sabe que es un factor de influencia en la conductividad térmica del material, también es posible encontrar una tendencia clara que relaciona estos parámetros. En los extremos de la gráfica se encuentran el patrón con el mayor valor de conductividad y una $\delta=1,5 \text{ g/cm}^3$ y el mortero con la FPR en reemplazo del agregado natural con el valor menor de $\delta=0,8 \text{ g/cm}^3$ y la menor conductividad. De esta forma, es posible inferir una mayor conductividad térmica cuanto mayor es la densidad aparente. Entre las probetas con APR la tendencia no es muy clara y los valores de densidad rondan los $1,2 \pm 1 \text{ g/cm}^3$. Por tanto, para identificar una relación más clara entre densidad y conductividad térmica es necesario ampliar el diseño estadístico sobre las probetas ensayadas y el comportamiento encontrado, pero de todas maneras el comportamiento general muestra una baja influencia del carbón activado, lo cual no merece profundizar demasiado en este aspecto.

Por otra parte, al no haberse encontrado una tendencia clara entre el tamaño de la FPR y la densidad del material, la diferencia en la conductividad térmica puede ser explicada en base a la conformación de la partícula del agregado. Así, para los agregados de mayor tamaño, la coraza tiene mayor espesor y la influencia de la pasta cementicia en la conductividad es mayor. Sin embargo, la densidad aparente es similar, lo cual puede ser explicado en base a la presencia de sitios intersticiales de mayor tamaño. Estas observaciones serán mayormente exploradas con estudios de determinación del tamaño de los poros del material.

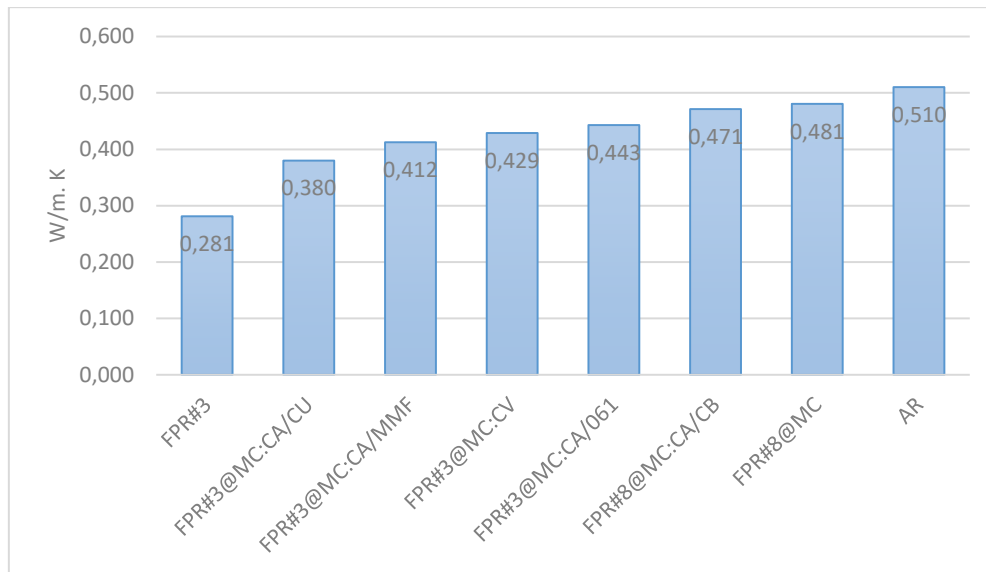


Figura 4: Valores de conductividad térmica de las probetas elaboradas con APR de diferente composición.

Proyecciones: Sobre la base de estos resultados se están llevando a cabo nuevos estudios de conductividad térmica sobre placas de 30x30x5 cm, con un equipo desarrollado en el CEVE. Estas modificaciones se adecuan más a lo determinado por la norma de referencia. Por otra parte, se está ampliando la base de materiales compuestos estudiados, con miras a incrementar las propiedades aislantes con el uso de aditivos y agregados livianos para disminuir la densidad.

Este trabajo de investigación será complementado con estudios de comportamiento higrótérmico de los componentes en muros y envolventes con software de simulación específico.

4. Conclusiones

- Los morteros de cemento elaborados con APR tienen un mejor comportamiento térmico que sus análogos de agregados naturales. Así, con el APR elaborado en base a la FPR de 3 mm es posible fabricar ladrillos, bloques y placas que tendrán un mejor desempeño térmico que los materiales tradicionales.
- Si bien se pudo demostrar que el mejor comportamiento térmico se logró con el uso del agregado de plástico reciclado sin el tratamiento del Core-shell, estudios previos demostraron la peligrosidad de agregar el plástico proveniente de los RAEE de manera directa a los morteros, por la liberación de los retardantes de llama.
- El uso de carbón activado, tiene influencia determinante en la capacidad de estabilización de los potenciales contaminantes, pero no en la conductividad térmica, por lo cual, el tipo y cantidad de aditivo no influirá en su comportamiento final.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el financiamiento recibido a través del proyecto PIP-2021 y la beca Doctoral de la co-autora Melina Gomez. También se expresa agradecimiento al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por el financiamiento a través del proyecto PICT-2019-02048.

Bibliografía

- Cappelletti, A., Peisino, L., Gomez, M., Raggiotti, B., Ochoa, A., Gaggino, R., Kreiker, J.*, 2022. Revaluation of the plastic fraction from electrical and electronic equipment wastes (WEEE). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*. v.5, n.2, 2353-2361.
- Gómez, M., Peisino, L.E., Kreiker J., Gaggino R., Cappelletti A.L., Martín S.E., Uberman P.M., Positieri M., Raggiotti, B., 2020. Stabilization of hazardous compounds from WEEE plastic: development of a novel core-shell recycled plastic aggregate for use in building materials. *Constr. Build. Mater.* 230, 116977. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.116977>
- Gu, L., Ozbakkaloglu, T., 2016. Use of recycled plastics in concrete: A critical review. *Waste Management*. Vol. 51, 19–42. doi: 10.1016/j.wasman.2016.03.005.
- Ilankoon, I. M. S. K., Ghorbani, Y., Chong, M. N., Herath, G., Moyo, T., Petersen, J., 2018. E-waste in the international context – A review of trade flows, regulations, hazards, waste management strategies and technologies for value recovery. *Waste Management*. 82, 258–275. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.018>.
- IRAM 1622 “Cemento pórtland. Determinación de resistencias mecánicas”. 2006.
- IRAM 11559 “Acondicionamiento térmico de edificios. Determinación de la resistencia térmica y propiedades conexas en régimen estacionario. Método de la placa caliente con guarda”. 1995
- IRAM 11601 “Aislamiento térmico de edificios Métodos de cálculo. Propiedades térmicas de los componentes y elementos de construcción en régimen estacionario”. 2002.
- Peisino, L., Gómez, M., Kreiker, J., Gaggino, R., Angelelli, M., 2019. Metal leaching analysis from a core-shell WEEE plastic synthetic aggregate. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. Vol. 12, 100134. doi: 10.1016/j.scp.2019.100134.
- Pérez-Belis, V., Bovea, M., & Ibáñez-Forés, V., 2015. An in-depth literature review of the waste electrical and electronic equipment context: Trends and evolution. *Waste Management & Research*. 33(1), 3–29. <https://doi.org/10.1177/0734242X14557382>
- Signoret, C., Edo, M., Lafon, D., Caro-Bretelle, A.S., Lopez-Cuesta, J.M., Ienny, P., Perrin, D., 2020. Degradation of Styrenic Plastics During Recycling: Impact of Reprocessing Photodegraded Material on Aspect and Mechanical Properties. *Journal of Polymers and the Environment*. 28, 2055-2077. <https://doi.org/10.1007/s10924-020-01741-8>
- Yunsheng Xu, Chung, D., 2000. Effect of sand addition on the specific heat and thermal conductivity of cement. *Cement and Concrete Research*. Vol. 30, n. 1. 59-61. Doi: 10.1016/S0008-8846(99)00206-9.

APLICACIÓN DE SISTEMAS DE RETORNO EN OBRAS DE CONSTRUCCIÓN

Esteban Altabella, Joan¹; Colomer Mendoza, Francisco²; Sánchez Collado, Paula¹; Gallardo Izquierdo, Antonio²

¹ COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U. Ronda de circunvalación, 188. 12003 Castellón de la Plana, España.

*joan@cocircular.es

² INGRES, Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción. Escuela Superior de Tecnología y Ciencias experimentales. Universidad Jaime I. Avda. Vicent Sos Baynat, s/n. 12071 Castelló de la Plana, España.

*fcolomer@uji.es

Resumen

En España se generan anualmente más de 40 millones de toneladas de residuos de construcción y demolición (RCD). De estos, se estima que tan solo el 30% son valorizados por lo que gran parte continúan siendo depositados en vertederos. Para revertir esta situación y alcanzar el objetivo mínimo de valorización del 70% se ha publicado la nueva ley de residuos y suelos contaminados (Ley 7/2022). Este nuevo marco establece las medidas necesarias para aplicar el principio de economía circular en el sector de la construcción con el fin de reducir el impacto medioambiental generado. Bajo esta premisa, se estima que la mayor parte de los RCD generados actualmente pueden ser reincorporados directamente al sistema productivo como materia prima secundaria mediante la aplicación de sistemas de retorno. De este modo se consigue reducir el impacto asociado a la extracción de recursos minerales y a la ocupación de suelo destinado a vertederos. Para que esto sea posible se establece como prioritario implantar la separación de RCD en las obras de construcción y potenciar la aplicación de estos sistemas de retorno. En este trabajo se presenta como transición del sector hacia una economía circular una comparativa de la aplicación del retorno con respecto a un sistema tradicional. Con ello se consiguen reducir los costes de tratamiento y vertido que permiten aumentar la valorización para cumplir los objetivos que establece el nuevo marco jurídico.

Palabras clave: RCD; economía circular; sistemas de retorno; reciclaje; valorización.

1. Introducción

Los residuos de construcción y demolición (RCD) deben ser sometidos a operaciones de tratamiento previo antes de proceder a su vertido (RD646/2020). Estas operaciones permiten recuperar parte de las fracciones reciclables de los RCD (Protocolo de RCD de la UE), aunque en general la incorrecta separación a origen y la falta de mecanismos de retorno conlleva que continúen siendo eliminadas grandes cantidades en los depósitos controlados (PEMAR, 2016).

Este problema se ve agravado por la elevada generación de residuos que sitúa a España como el país de la UE que más residuos deposita en los vertederos (RETEMA, 2020). Del total de residuos producidos, que supera los 100 millones de toneladas, se estima que al menos 35 millones provienen del sector de la construcción (INE,2020) y de estas cantidades en torno al 75% continúan siendo gestionados de forma irregular (Residuos Profesional, 2017) a pesar de que es obligatorio realizar operaciones de tratamiento previo (RD105/2008).

Para resolver esta situación, la Unión Europea (UE) ha elaborado el Plan de Acción de Economía Circular que sienta las bases de la nueva Ley de Residuos y suelos contaminados de España (Ley 7/2022). Este nuevo marco pretende potenciar, además de la separación a origen, la aplicación de sistemas de retorno. Estos sistemas tienen como objetivo principal conseguir reintroducir en el sistema de fabricación los recortes y sobrantes del material producido como materia prima secundaria, remplazando la primaria y evitando que vayan a vertedero. Actualmente los esfuerzos por conseguir aplicar los sistemas de retorno se centran principalmente en aquellos materiales que no tienen posibilidad de tratamiento, como por ejemplo, el cartón-yeso, algunos materiales bituminosos y aislantes. Bajo esta premisa, resulta interesante realizar un estudio que demuestre mediante la separación en origen y la aplicación de sistemas de retorno la reducción de costes y de vertido que se pueden alcanzar en las obras.

En base a ello, es importante recalcar que la efectiva separación de los residuos y la aplicación de los sistemas de retorno está condicionada a que existan en la zona de actuación instalaciones con avances tecnológicos suficientes para conseguir valorizar o reintroducir los distintos flujos de residuos como materia prima secundaria en un proceso de fabricación. En el caso que nos ocupa, estos sistemas de retorno ya pueden ser aplicados en las láminas de cartón-yeso y la mayoría de materiales aislantes, por lo que la comparativa considera su aplicación.

2. Metodología

Para realizar este estudio se han analizado los sistemas de retorno implantados en dos obras de distinta tipología ejecutadas en la Provincia de Valencia, España (Figura 1).



Figura 1. Bloques residencial e industrial analizados

La primera corresponde a un edificio de 203 viviendas situado en la ciudad de Valencia y la segunda a un bloque industrial compuesto por 4 naves logísticas situado en el polígono industrial de Sagunto, ejecutadas en 21 y 9 meses y que constan de 45.919 y 39.600 metros cuadrados construidos respectivamente. Durante este periodo de tiempo se ha realizado un estricto control de la separación de residuos a pie de obra que ha permitido estimar las cantidades de residuos generados de cada flujo y evaluar la aplicación de los sistemas de retorno. Bajo esta premisa se han planteado tres escenarios en cada una de las obras que ha permitido realizar un análisis económico de los costes asociados a la gestión considerando (Figura 2): obras que implementan un sistema de separación a origen con sistemas de retorno y optimización del volumen de contenedores (1), obras que implementan un sistema de separación a origen optimizando el volumen de contenedores pero sin aplicar sistemas de retorno (2) y obras que no realizan la separación a origen, ni aplican sistemas de retorno, empleando un único contenedor para depositar todos los residuos mezclados (3). A partir de esta metodología se ha conseguido medir el ahorro generado y la reducción de vertido cuando se separan los residuos aplicando sistemas de retorno con respecto los sistemas tradicionales que no lo implementan y no efectúan la separación a origen.

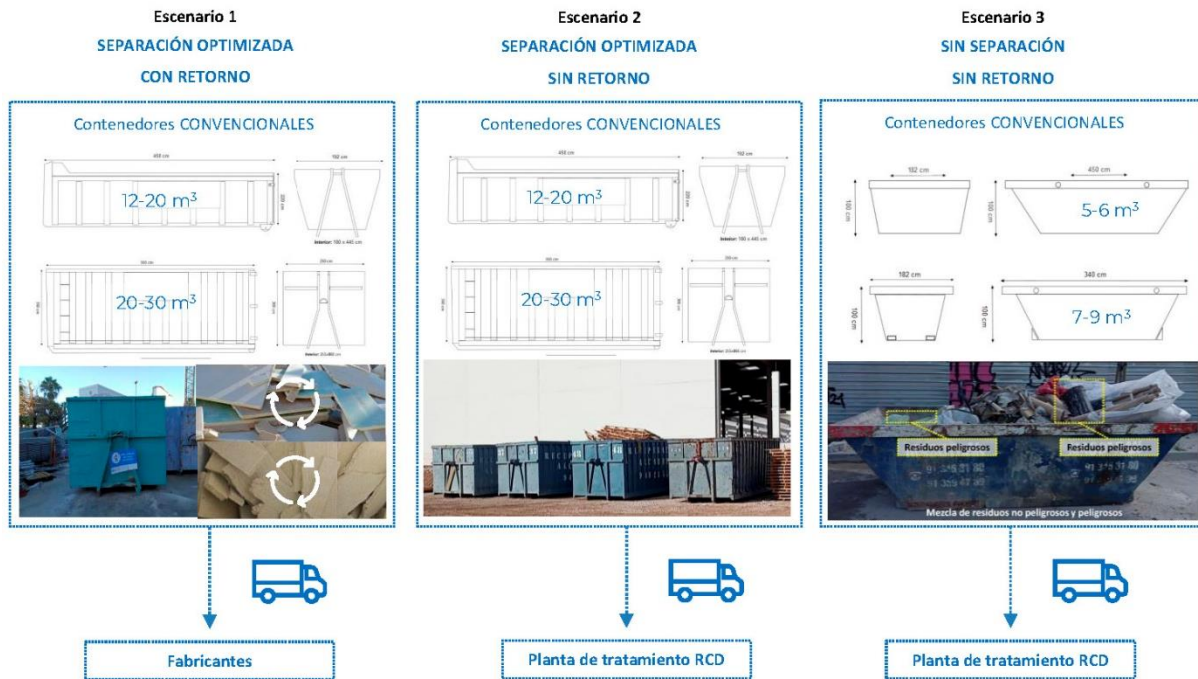


Figura 2. Escenarios comparados

3. Resultados y Discusión

La cantidad de residuos generados por flujos y metro cuadrado construido, así como los porcentajes que representan con respecto al volumen total de residuos generados en la obra residencial, que alcanza los 6.321m³, y la industrial, que se sitúa en torno a 1.172m³, son los indicados a continuación (Figuras 3 y 4).

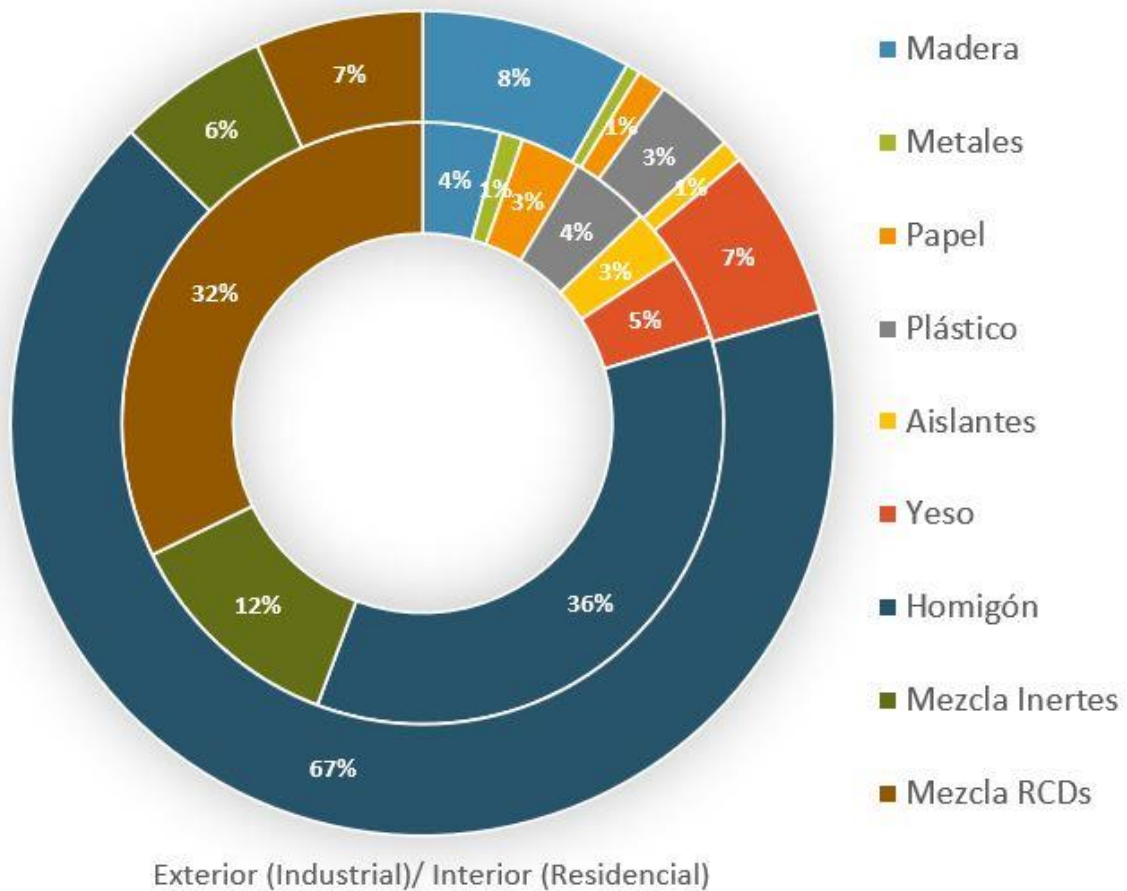


Figura 3. Generación de residuos por flujos

Los resultados obtenidos de la obra residencial e industrial muestran que el porcentaje de residuos inertes representa el 47% y 73% respectivamente. Por su parte, en cuanto al porcentaje de valorización de residuos cabe indicar que la separación a pie de obra con la aplicación de sistemas de retorno permite alcanzar un 89% de aprovechamiento con respecto al 83% que se alcanza efectuando la separación sin aplicar retornos y el 53% que se alcanza cuando todas las fracciones se recogen mezcladas. Esto implica que si se realiza la separación de residuos en las obras aplicando sistemas de retorno se puede reducir el vertido al menos un 6% más que sin su aplicación o un 36% con respecto a obras que ni separan ni aplican estos sistemas de retorno. Por lo tanto, en el caso de la residencial se ha evitado al aplicar los sistemas de retorno que 1.020m³ vayan a vertedero y en la industrial en torno a 101 m³. Esta reducción es aún superior si efectuamos la comparación considerando que tampoco se efectúa la separación, consiguiendo en este caso que en el caso de la residencial se haya evitado que 2.971m³ vayan a vertedero y en la industrial en torno a 551 m³.

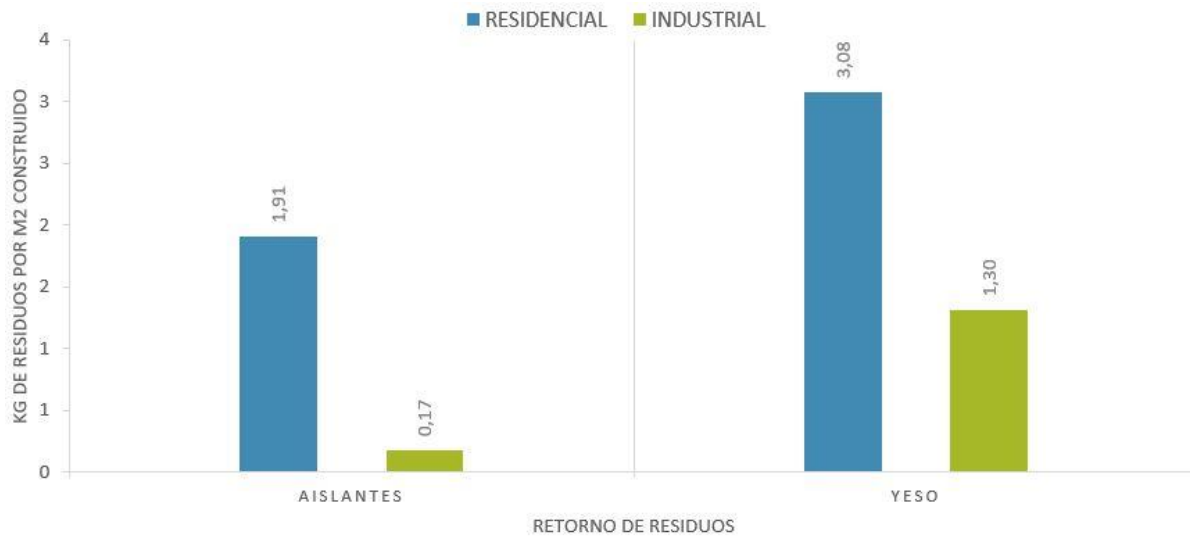


Figura 4. Generación de residuos de yeso y aislantes por metro cuadrado construido

En lo que respecta la generación de residuos por metro cuadrado construido (Figura 4), concretamente los referentes al yeso y aislantes por su posibilidad de retorno en esta región cabe indicar que la generación se reduce considerablemente en las obras industriales con respecto a las residenciales porque, por una parte la tabiquería de yeso únicamente está presente en las zonas de oficinas y por otra parte, en los aislamientos porque los recortes sobrantes se aprovechan en los paneles internos de las zonas de fachada. A pesar de ello, es importante indicar que estos bajos índices de generación a nivel industrial no son insignificantes por la elevada superficie construida que presentan los bloques logísticos.

Tabla 1. Costes de gestión de residuos obra residencial

Tipología	V (m³)	Separación Optimizada con retorno				Separación Optimizada sin retorno				Sin Separación			
		Contenedores		Total	Contenedores		Total	Contenedores		Total			
		(m³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)
Asfalto	0	8	0	195	0	8	0	195	0	-	-	-	-
Madera	797	30	27	240	6480	30	27	240	6480	-	-	-	-
Metales	208	20	11	0	0	20	11	0	0	-	-	-	-
Papel	610	20	31	125	3875	20	31	125	3875	-	-	-	-
Plástico	745	30	25	245	6125	30	25	245	6125	-	-	-	-
Vidrio	0	8	0	165	0	8	0	165	0	-	-	-	-
Aislantes	495	20	25	0	0	20	25	265	6625				
Yeso	525	20	26	0	0	20	26	250	6500	-	-	-	-
Grava	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Arena	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Hormigón	981	8	122	148	18056	8	122	148	18056	-	-	-	-
Ladrillos	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Cerámicos	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Inertes	485	8	60	158	9480	8	60	158	9480	-	-	-	-
Mezcla	1.475	8	184	176	32384	8	184	176	32384	6	1053	165	173.745
Total:	6.321				76.400				89.525				173.745

Donde: V; Volumen de residuos generados; m³, capacidad de los contenedores utilizados; Ud, número de contenedores necesarios para gestionar el volumen de residuos generado; €/Ud, coste de gestión por contenedor; €, coste total de la gestión de los residuos generados.

Tabla 2. Costes de gestión de residuos obra industrial

Tipología	V	Separación Optimizada con retorno				Separación Optimizada sin retorno				Sin Separación			
		Contenedores			Total	Contenedores			Total	Contenedores			Total
	(m ³)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)	(m ³)	(Ud)	(€/Ud)	(€)
Asfalto	0	8	0	195	0	8	0	195	0	-	-	-	-
Madera	150	30	5	240	1200	30	5	240	1200	-	-	-	-
Metales	13	20	2	0	0	20	2	0	0	-	-	-	-
Papel	67	20	3	125	375	20	3	125	375	-	-	-	-
Plástico	151	30	5	245	1225	30	5	245	1225	-	-	-	-
Vidrio	0	8	0	165	0	8	0	165	0	-	-	-	-
Aislantes	32	20	2	0	0	20	2	265	530				
Yeso	69	20	4	0	0	20	4	250	1000	-	-	-	-
Grava	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Arena	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Hormigón	560	8	70	148	10360	8	70	148	10360	-	-	-	-
Ladrillos	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Cerámicos	0	8	0	148	0	8	0	148	0	-	-	-	-
Inertes	41	8	5	158	790	8	5	158	790	-	-	-	-
Mezcla	89	8	11	176	1936	8	11	176	1936	6	195	165	32.175
Total:	1.172				Total: 15.886				Total: 17.416				Total: 32.175

Donde: V; Volumen de residuos generados; m³, capacidad de los contenedores utilizados; Ud, número de contenedores necesarios para gestionar el volumen de residuos generado; €/Ud, coste de gestión por contenedor; €, coste total de la gestión de los residuos generados.

En lo que respecta al ahorro de costes de gestión cabe indicar, como se observa en las tablas 1 y 2, que la aplicación de los sistemas de retorno en obras que separan los residuos contemplando la optimización de contenedores permite generar un ahorro del 14,66% en la construcción residencial y del 8,78% en la industrial con respecto a las obras que separan los flujos sin aplicar el retorno y de un 56,02% en la residencial y del 50,62% en la industrial con respecto a las que directamente mezclan todos los residuos empleando un único contenedor sin aplicar retorno alguno.

Es importante indicar que el ahorro conseguido puede incrementarse cuando se efectúa la separación si se considera que además pueden obtenerse ingresos por la entrega de fracciones aprovechables, como por ejemplo, las correspondientes a metales, cartón o plástico. En España actualmente estas entregas alcanzan valores de 0,22, 0,13 y 0,08 euros el kilogramo respectivamente. Esto representaría, por ejemplo, en las obras analizadas un aporte promedio de 4.604 euros por el metal, 6.982 euros por el cartón y 6.250 por el plástico si han sido separados correctamente.

4. Conclusiones

En el presente trabajo se ha podido comprobar que la aplicación de sistemas de retorno en la separación de residuos a pie de obra, así como el ingreso que puede obtenerse por la entrega de fracciones aprovechables y la optimización de los volúmenes de contenedores supone un gran ahorro de gestión de residuos en las obras residenciales e industriales. Esta situación está permitiendo conseguir aprovechar los recursos contenidos en los residuos que son derivados a plantas de tratamiento o reintroducidos a los sistemas de fabricación mediante la aplicación de sistemas de retorno, reduciendo con ello el vertido y generando un menor coste de gestión a las constructoras. Los resultados obtenidos conllevan que las constructoras muestren un mayor interés por implantar estas metodologías de gestión en las obras. No obstante, cabe indicar que en el caso de obras menores esta metodología genera poco interés actualmente porque el ahorro conseguido continúa siendo muy bajo debido a la poca generación de residuos, por lo que estos continúan recogiéndose mezclados generalmente. Para revertir esta situación es preciso que los

fabricantes del resto de flujos apliquen en sus procesos la posibilidad de reintroducir los sobrantes como materia prima secundaria.

Esta adaptación de las empresas implicará un mayor interés por efectuar la separación a pie de obra, ya que de ello depende el aprovechamiento que puede alcanzarse de los residuos y del ahorro asociado a su gestión.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo recibido por parte del grupo de investigación INGRES de la Universitat Jaume I, así como a la empresa COCIRCULAR SUSTAINABLE SOLUTIONS S.L.U por su colaboración.

5. Referencias

INE (2020). España en cifras. Instituto Nacional de Estadística. www.ine.es

RETEMA. (2020). España es el país de la Unión Europea que más residuos deposita en los vertederos. <https://www.retema.es/actualidad/espana-es-pais-union-europea-mas-residuos-deposita-vertederos> (Acceso 27/01/2023)

Residuos Profesional. (2017). Residuos en paradero desconocido: por qué las constructoras incumplen la ley. <https://elpais.com/economia/negocios/2023-01-09/residuos-en-paradero-desconocido-por-que-las-constructoras-incumplen-la-ley.html> (Acceso 03/02/2023)

Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-5809> (Acceso 22/01/2023)

PEMAR. (2016). Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm30-170428.pdf (Acceso 17/01/2023)

Protocolo de RCD de la UE. (2017) Wolff, G. Protocolo de la UE para la gestión de residuos de construcción y demolición. Comisión Europea DG Medio Ambiente.

Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2008-2486> (Acceso 12/03/2023)

Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. España. <https://www.boe.es/boe/dias/2020/07/08/pdfs/BOE-A-2020-7438.pdf>



REVISIÓN DE INDICADORES PARA LA TRANSICIÓN DE LA INDUSTRIA TEXTIL MEXICANA A LA ECONOMÍA CIRCULAR

Peláez Salvador, Jonathan; Galicia Piedra, Mariana Lizeth; Velasco Pérez, Maribel*; Espinosa Valdemar, Rosa María

Área de Tecnologías Sustentables, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México

*mvp@azc.uam.mx

Resumen

Los textiles son indispensables para el bienestar de la sociedad, tienen aplicaciones en la industria de la ropa de vestir, ropa blanca y de cama, alfombras, cortinas y mobiliario automotriz, entre muchas otras. Sin embargo, esta industria tiene altos impactos ambientales, contribuye al agotamiento de recursos naturales como el suelo y agua, contamina el agua a través del uso de fertilizantes y descargas industriales, requiere de grandes cantidades de energía y genera residuos. El propósito de esta investigación fue analizar indicadores que podrían servir para evaluar la transición hacia la economía circular de la industria textil mexicana. Se realizó una búsqueda en Scopus® y la biblioteca digital de Universidad Autónoma Metropolitana para identificar los artículos incluidos en esta investigación (criterio: CE + INDICATORS + INDUSTRY). Los indicadores identificados en la literatura se clasificaron por tipo (ambiental, económico y social) y se verificó si estaban asociados a alguno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Se identificaron 32 artículos con 829 indicadores, de los cuales 427 se clasificaron como ambientales, 213 económicos y 255 sociales, algunos tuvieron impacto en más de una categoría. Solamente el 41% cuentan con descripción o fórmula. En cuanto a los ODS 31% impactan al 12 (producción y consumo responsables), 10% al 8 (trabajo decente y crecimiento económico) y 8% al 9 (industria, innovación e infraestructura). Es importante desarrollar e implementar indicadores que permitan medir el avance de la industria hacia la economía circular. Aunque se han propuesto un número importante de indicadores, la mayoría no se encuentran definidos o cuentan con fórmulas que permitan evaluarlos.

Palabras clave: circularidad; evaluación; impacto ambiental; sustentabilidad; textiles.

1. Introducción

La industria textil comprende el tejido de telas a partir de fibras, este proceso incluye etapas como el hilado, fabricación de tejidos, tinte, estampado y acabado, entre otras. Se utilizan fibras naturales como algodón, lana, seda, lino y yute, así como, fibras sintéticas provenientes de la transformación de polímeros como el poliéster. Esta industria se identificó como uno de las más contaminantes debido al uso extensivo de recursos no renovables. Además, contribuye de forma significativa a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), el tipo de fibra que más contribuye al cambio climático en la fase de producción es el acrílico, seguido del nailon y el poliéster, mientras que la seda tiene el menor impacto (Joint Research Centre, 2014). La fabricación de textiles emplea grandes cantidades de agua para todos los procesos involucrados, principalmente en el teñido y el estampado. Del mismo modo, requiere de energía, la cual proviene mayoritariamente de fuentes no renovables. Respecto al uso de suelo, el impacto de los textiles

se debe en gran medida al cultivo de algodón, que ocupa a nivel mundial más de 31 millones de ha, aproximadamente el 24% de la tierra cultivable mundial (Manshoven et al., 2019).

La industria textil utiliza el 97% de sus materias primas de fuentes vírgenes y sólo el 2% de reciclaje; de los 53 millones de toneladas de fibra producida para la industria, el 12% se desperdicia durante la producción de las prendas. Se pierden más de 500 billones de dólares americanos (USD) cada año debido a la falta de reciclaje de esta industria y se producen 1 200 millones de toneladas anuales de emisiones de carbono (Ellen MacArthur Foundation, 2017).

Durante la producción de los textiles se emiten grandes cantidades de contaminantes. Entre los que aumentan los riesgos para el desarrollo y la salud humana se encuentran los desechos sólidos, dado que los tratamientos de estos residuos usualmente son la disposición final y la incineración, lo que contribuye a las emisiones de GEI y contaminación del suelo (Li et al., 2021). El 80% de los residuos que se envían a los sitios de disposición final son sintéticos (Hawley, 2011).

Con el fin de atender la problemática de estos residuos se han planteado diversas técnicas de innovación para fabricar tejidos reciclables y obtener un producto textil reciclado, además de fomentar la circularidad en el proceso y reducir el impacto ambiental asociado a los residuos textiles. En este sentido, la economía circular propone un cambio sistemático que apunta al ecodiseño, la simbiosis industrial, la economía de la funcionalidad, reuso, reparación, remanufactura y valorización, promoviendo la innovación y la resiliencia a largo plazo, permitiendo el desarrollo de nuevos modelos de negocio (Foro de Economía Circular LATAM, s.f.). Para medir los avances en relación con la economía circular se utilizan indicadores, que son herramientas que se utilizan para aclarar y definir con mayor precisión objetivos e impactos; son medidas verificables de cambio o resultado, diseñadas para proporcionar un estándar mediante el cual evaluar, estimar o demostrar el progreso hacia un objetivo establecido (Mondragón, 2002). El objetivo de este trabajo fue identificar en la literatura indicadores para ser aplicados en la industria textil mexicana con miras a promover la transición hacia la economía circular, además de revisar la relación de estos indicadores con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

2. Metodología

Se realizó una revisión bibliográfica respecto a la industria textil en México y artículos científicos relacionados con indicadores, se clasificaron por tipo y por su impacto en los ODS de la Organización de Naciones Unidas.

2.1. Revisión bibliográfica de la industria textil en México

Se llevó a cabo una búsqueda de información en las bases de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), así como, en la Cámara Nacional de la Industria Textil (CANAINTEX), con la finalidad de conocer la organización de la industria, ubicación de las empresas y su aporte al producto interno bruto (PIB), entre otros datos.

2.2. Revisión bibliográfica de indicadores

En esta revisión se buscó información en bases de datos como la Biblioteca Digital de la Universidad Autónoma Metropolitana (BIDI UAM) y Scopus®. Para la búsqueda se utilizaron las palabras clave "CE", "INDICATORS" e "INDUSTRY". Sólo se incluyeron artículos científicos publicados entre 2017 y 2022. De los artículos encontrados se seleccionaron aquellos con mayor relación a la industria textil y los que incluyeran indicadores de economía circular.

2.3. Análisis de los indicadores

Con los artículos seleccionados se elaboró una base de datos en una tabla en Excel en la que se clasificaron los indicadores identificados por tipo y se registró su incidencia en los ODS. Las definiciones que se utilizaron para la clasificación de los indicadores y algunos ejemplos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Definición del tipo de indicadores y ejemplos

Tipo de indicador	Definición	Ejemplo
Ambientales	Están enfocados en el ciclo de vida, considerando las etapas de producción que van desde la extracción y procesado de materias primas hasta el fin de vida del producto (Howard, 2019)	Volumen de agua (m ³) consumida por tonelada de producto
Económicos	Miden el desempeño económico en términos monetarios, como el valor agregado y contribución al PIB. Se evalúan, los aspectos que se relacionan con inversiones, gastos en salud y seguridad y desarrollo del personal que labora en la industria (Howard, 2019)	Costo por kg de producto
Sociales	Se enfocan en la conciencia ciudadana y en la responsabilidad social de las industrias con los diferentes grupos de interés como lo es el personal de la empresa, clientes, proveedores y la comunidad en general, ya sea local o global (Švarc, 2022)	Capacitación enfocada para la adopción de la economía circular

3. Resultados

3.1. La industria textil en México

La industria textil ha tenido un gran papel en México debido a la generación de empleos que contribuyen a la economía e industria nacional. Se compone de empresas que se especializan en la fabricación de telas, la producción de acabados y revestimientos textiles, la elaboración de fibras y la producción de hilos. Se cuenta con al menos 20 000 empresas enfocadas en el diseño y fabricación de prendas de vestir y calzado (Carrillo, 2019).

El mercado de exportaciones textiles se dirige principalmente a los Estados Unidos y está concentrado por el Tratado de Libre Comercio con América del Norte (TLCAN), el Tratado de Libre Comercio-Unión Europea, TLC-Alianza del Pacífico y el Tratado de Libre Comercio-Único, donde este último creció de 2.6% a 3.4% de 2011 a 2017. De igual forma, las importaciones de México en 2018 provinieron principalmente de Estados Unidos con 36.2% y de China con 29.3%. Cabe recalcar que las adquisiciones de productos textiles provenientes de Estados Unidos han disminuido mientras las procedentes de China han aumentado. En 2017 ambas sumaron 65.5% del total de las importaciones lo que se traduce en una elevada concentración de las importaciones de esos dos países (INEGI, 2020).

En el segundo trimestre del 2021, el PIB de la manufactura registró un total de USD 158 634 millones, de éstos la industria catalogada como textil-confección aportó el 7.2 %. Respecto a la generación de empleos, la mayoría pertenecen al subsector de la confección, con 278 mil empleos, lo que representa el 68% del total. Por otra parte, la mujer tiene una gran participación dentro del sector textil-confección, esta fuerza laboral está representada por 152 130 mujeres (Canaintex, 2022).

3.2. Indicadores identificados en la revisión bibliográfica

En total se encontraron 25 artículos científicos en BIDI UAM y 76 en Scopus®, de los cuales se seleccionaron 14 y 19; respectivamente. Se excluyeron aquellos provenientes de conferencias, informes y editoriales. Es importante señalar que el criterio para seleccionarlos fue que incluyeran metodologías para medir la economía circular e información sobre indicadores vinculados a la misma. Del análisis de los artículos utilizados, se identificaron 829 indicadores de 25 diferentes tipos de industria (Tabla 2).

Tabla 2. Referencias bibliográficas de los artículos incluidos en esta investigación

Referencia	Referencia	Referencia
Aguilar-Rivera (2022)	Jensen <i>et al.</i> (2019)	Rincón-Moreno <i>et al.</i> (2021)
Aravossis <i>et al.</i> (2019)	Kovačič Lukman <i>et al.</i> (2021)	Saha <i>et al.</i> (2021)
Cristiano <i>et al.</i> (2022)	Kovačič Lukman <i>et al.</i> (2022)	Sánchez-Ortiz <i>et al.</i> (2020)
de Ferreira y Fuso-Nerini (2019)	Marotta <i>et al.</i> (2021)	Sehnm <i>et al.</i> (2020)
de Oliveira <i>et al.</i> (2021)	Mazur-Wierzbicka (2021)	Silvestri <i>et al.</i> (2022)
Feiferytė-Skirienė y Stasiškienė (2021)	Molina-Sánchez <i>et al.</i> (2018)	Superti <i>et al.</i> (2021)
García-Muiña <i>et al.</i> (2021)	Niero y Kalbar (2019)	Švarc <i>et al.</i> (2022)
Herrera Almanza y Corona (2020)	Nurdiana <i>et al.</i> (2021)	Utrilla <i>et al.</i> (2020)
Heshmati y Rashidghalam (2021)	Oluleye <i>et al.</i> (2022)	Yadav <i>et al.</i> (2020)
Hildebrandt <i>et al.</i> (2017)	Preisner <i>et al.</i> (2022)	Zenchanka <i>et al.</i> (2020)
Howard <i>et al.</i> (2019)	Razminienė <i>et al.</i> (2021)	

3.3. Análisis de los indicadores

La base de datos realizada permitió encontrar información acerca del tipo de indicadores que más se han implementado en el tema de la economía circular y a su vez, observar su relación con los ODS.

3.3.1. Clasificación por tipo

En total, se identificaron 427 indicadores ambientales, 213 económicos y 255 sociales, correspondientes al 51.5%, 25.7% y 30.8 %, respectivamente (Figura 1). Cabe señalar que algunos de los indicadores se clasificaron en más de un tipo debido a su área de impacto. Del total de indicadores, únicamente el 41% cuenta con descripción o fórmula como se muestra en la Figura 1.

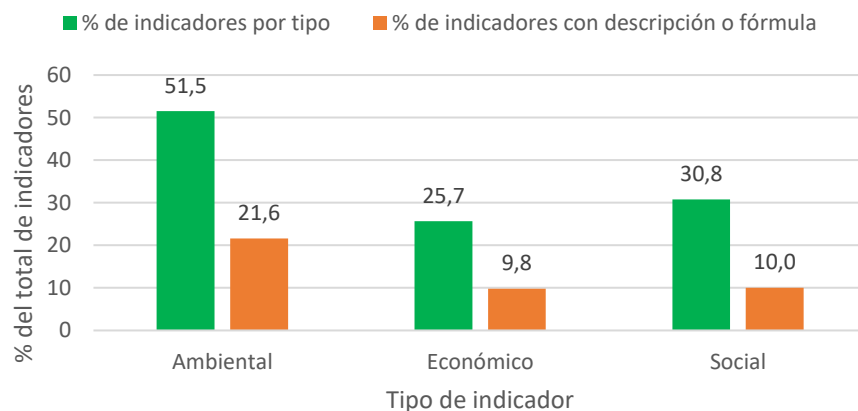


Figura 1. Porcentaje de indicadores clasificados por tipo y con descripción o fórmula

3.3.2. Vinculación de los indicadores con los ODS

La Tabla 3 muestra la relación de los tipos de indicadores con los 17 ODS. El objetivo que presentó mayor número de indicadores ambientales y económicos fue el 12 (Producción y consumo responsables) con 185 y 67 respectivamente; mientras que el ODS 8 (Trabajo decente y crecimiento económico) cuenta el mayor número de indicadores sociales con 70. Esto tiene una implicación para la industria textil, dado que el ODS 12 se refiere a la gestión sostenible y eficiente de los recursos naturales, racionalizar el uso de productos químicos, controlar los residuos, previniendo, reduciendo, reciclando y reutilizando los mismos. En tanto que el ODS 8, se dirige hacia la actividad productiva con las condiciones favorables y decentes, tanto para mujeres y hombres en edad de trabajar, en esta se incluyen las personas con discapacidad, garantizando así la igualdad.

Tabla 3. Vinculación de los indicadores con los Objetivos de Desarrollo Sostenible

Tipo de indicador	Objetivos del Desarrollo Sostenible																	% con respecto al total de indicadores	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17		Total
Ambiental	0	4	7	0	0	53	41	6	19	0	51	185	26	5	15	1	14	427	51.5
Económico	0	2	0	2	0	4	3	12	33	11	22	67	17	0	3	1	36	213	25.7
Social	11	3	17	19	10	1	3	70	18	7	7	26	18	0	2	25	18	255	30.8
Total	11	9	24	21	10	58	47	88	70	18	80	278	61	5	20	27	68	895	

4. Discusión

Para comenzar la transición hacia una economía circular, es necesario considerar el ciclo de vida de los productos. Es decir, se deben evaluar los impactos ambientales, sociales y económicos no sólo en la etapa de generación de residuos, sino desde el diseño de los productos, fabricación y uso. Resulta necesario desarrollar indicadores que permitan medir los avances y mostrar las áreas en las que se deben reforzar las acciones hasta ahora realizadas dentro de la industria textil. La clasificación propuesta, permite facilitar las áreas de enfoque para lograr este cambio.

Sin embargo, al realizar la base de datos, se presentaron dificultades para clasificar los indicadores en las áreas de impacto económico o social. Lo anterior debido a que, no en todos los artículos se incluían definiciones para los indicadores propuestos, lo cual generó subjetividad en el proceso de clasificación. La diferencia entre las visiones de la clasificación depende sobre todo del contexto socioeconómico del lugar al que se requiera aplicar, así como de la manera en la que se mida dicho indicador.

Por otro lado, aunque se cuente con las fórmulas o descripción de los indicadores, se debe verificar que su cálculo sea viable, de acuerdo con la información requerida. Para ello se debe evaluar si los indicadores cumplen con características como (DG NEAR, 2016):

- Relevancia: estar relacionado a los objetivos a alcanzar
- Aceptación: las funciones y responsabilidades de los indicadores deben de estar definidas, y debe de existir interés de los involucrados en el monitoreo
- Credibilidad: no deben ser ambiguos y deben ser fáciles de interpretar
- Facilidad de monitoreo: los datos para su monitoreo deben ser fáciles de obtener
- Robustez: deben ser confiables y válidos estadística y analíticamente, en la medida de lo posible deben de cumplir con estándares internacionales

Se encontró que el ODS relacionado con la producción y consumo responsables (12) tuvo mayor número de indicadores de tipo ambiental y económico, mientras que el relacionado con el trabajo decente y crecimiento económico (8) cuenta el mayor número de indicadores sociales. Este resultado es congruente con el uso extensivo de recursos naturales no renovables y las emisiones contaminantes al aire, agua y suelo de la industria textil y las preocupaciones por alcanzar un trabajo digno en este sector.

Destacar que se obtuvo un número alto de indicadores en los cuatro años revisados, de hecho se observa una tendencia al alza (Tabla 2), lo que indica que se avanza en este campo, quedan varias tareas pendientes como garantizar que sean viables para evaluar y aplicar dentro de la economía circular.

En este artículo se realizó una revisión inicial para estudiar los indicadores que se podrían aplicar en la transición hacia la economía circular en la industria mexicana. Aunque, cabe resaltar que la mayoría de

estos se pueden aplicar a cualquier industria manufacturera. En una siguiente etapa se realizará un análisis profundo de los indicadores identificados para seleccionar aquellos que podrían aplicarse al contexto mexicano y generar una línea base para medir la transición de este sector hacia la circularidad. Aunque, en México actualmente no existe legislación a nivel federal sobre la Economía Circular y a nivel estatal solo algunas entidades cuentan con este tipo de leyes, parte del sector industrial está implementando medidas que fomentan la circularidad. Por lo que sería importante monitorear este proceso de forma subjetiva.

5. Conclusiones

Esta investigación fundamenta, con base en los datos recolectados, que para lograr una transición hacia la economía circular dentro de la industria textil, es necesario partir desde el diseño del ciclo de vida del producto. El uso de los indicadores en el tema de la economía circular es indispensable para estimar el progreso hacia dicha transición. Se requiere un cambio sistemático fundamental en toda la cadena de valor de los textiles, no solamente en la innovación tecnológica para mejorar la eficiencia, sino también se necesita una profunda innovación social y un avance en las condiciones de trabajo, igualdad y justicia social; sin dejar de lado un cambio de actitud en los consumidores sobre tomar decisiones más sostenibles.

Clasificar los indicadores y relacionarlos con los ODS permite observar que prácticamente la mitad de ellos se relacionan con lo ambiental y que es necesario encontrar los mecanismos para vincularlos con los aspectos económicos y sociales, para un mejor aprovechamiento de los recursos y poder realizar la transición a la economía circular.

En investigaciones futuras, se recomienda realizar trabajo de campo para conocer las condiciones de la industria textil mexicana, para así poder identificar y seleccionar un grupo de indicadores para aplicarlos en esta industria y evaluar su transición hacia la economía circular.

Referencias

- Aguilar-Rivera, N., 2022. Bioindicators for the Sustainability of Sugar Agro-Industry. *Sugar Tech.* 24, 651–661. <https://doi.org/10.1007/s12355-021-01105-z>.
- Aravossis, K.G., Kapsalis, V.C., Kyriakopoulos, G.L., Xouleis, T.G., 2019. Development of a holistic assessment framework for industrial organizations. *Sustainability.* 11, 1–24. <https://doi.org/10.3390/su11143946>.
- CANAINTEX, 2022. Información estadística. https://canaintex.org.mx/informacion_estadistica/ (acceso 28/08/2021).
- Carrillo, J.C., 2019. Promoción de la economía circular en el sector moda y textil en México. https://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2019/08/CEM_moda_publicaci%C3%B3n.pdf (acceso 13/06/2023).
- Cerem Comunicación, 2019. La segunda vida de los textiles. <https://www.cerem.mx/blog/la-segunda-vida-de-lostextiles> (acceso 22/08/2021).
- Cristiano, S., Baarset, H., Bruckner, C., Johansen, J., Pastres, R., 2022. Innovative options for the reuse and valorisation of aquaculture sludge and fish mortalities: Sustainability evaluation through life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production.* 352, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131613>.
- de Ferreira, A.C., Fuso-Nerini, F., 2019. A framework for implementing and tracking circular economy in cities: The case of Porto. *Sustainability.* 11, 1–23. <https://doi.org/10.3390/su11061813>.
- de Oliveira, C.T., Dantas, T.E.T., Soares, S.R., 2021. Nano and micro level circular economy indicators: Assisting decision-makers in circularity assessments. *Sustainable Production and Consumption.* 26, 455-468. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.11.024>.

- DG NEAR, 2016. Guidelines on linking planning/programming, monitoring and evaluation. <https://wbc-rti.info/object/document/15736> (acceso 13/06/2023).
- Ellen MacArthur Foundation, 2015. Delivering the circular economy: A toolkit for policymakers. <https://emf.thirdlight.com/link/kewgovk138d6-k5kszv/@/preview/1?o> (acceso 13/09/2021).
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. A new textiles economy: Redesigning fashion's future. <https://emf.thirdlight.com/link/2axvc7eob8zxza4ule/@/preview/1?o> (acceso 24/08/2021).
- Feiferytė-Skirienė, A., Stasiškienė, Ž., 2021. Seeking circularity: Circular urban metabolism in the context of industrial symbiosis. *Sustainability*. 13, 1–33. <https://doi.org/10.3390/su13169094>.
- Foro de Economía Circular LATAM., s.f. ¿Qué es la economía circular? <https://foroeconomicircular.com/la-economicircular/> (acceso 13/09/2021).
- García-Muiña, F., Medina-Salgado, M.S., González-Sánchez, R., Huertas-Valdivia, I., Ferrari, A.M., Settembre-Blundo, D., 2021. Industry 4.0-based dynamic social organizational life cycle assessment to target the social circular economy in manufacturing. *Journal of Cleaner Production*. 327, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129439>.
- Hawley, J.M., 2011. Sharping Sustainable Fashion: changing the way we make and use clothes. https://www.academia.edu/35416369/Alison_Gwilt_Timo_Rissanen_Shaping_Sustainable_Fashion_Changing_the_Way_We_Make_and_Use_Clothes (acceso 13/04/2022).
- Herrera Almanza, A.M., Corona, B., 2020. Using social life cycle assessment to analyze the contribution of products to the sustainable development goals: A case study in the textile sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 25, 1833–1845. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01789-7>.
- Heshmati, A., Rashidghalam, M., 2021. Assessment of the urban circular economy in Sweden. *Journal of Cleaner Production*. 310, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127475>.
- Howard, M., Hopkinson, P., Miemczyk, J., 2019. The regenerative supply chain: a framework for developing circular economy indicators. *International Journal of Production Research*. 57, 7300–7318. <https://doi.org/10.1080/00207543.2018.1524166>.
- INEGI, 2020. Conociendo la industria textil y de la confección. <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2020/OtrTemEcon/Indtiatextil2020.pdf> (acceso 13/09/2021).
- Jensen, J.P., Prendeville, S.M., Bocken, N.M.P., Peck, D., 2019. Creating sustainable value through remanufacturing: Three industry cases. *Journal of Cleaner Production*. 218, 304–314. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.301>.
- Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Beton, A., Dias, D., Farrant, L., Gibon, T., Le Guern, Y., Desaxce, M., Perwuelz, A., Desaxce, M., Boufateh, I., 2014. Environmental improvement potential of textiles (IMPRO Textiles). <https://data.europa.eu/doi/10.2791/52624> (accessed 13/06/2023).
- Kovačič Lukman, R., Omahne, V., Krajnc, D., Margni, M., 2021. Sustainability Assessment with Integrated circular economy principles: A toy case study. *Sustainability*. 13, 1–22. <https://doi.org/10.3390/su13073856>.
- Kovačič Lukman, R., Brglez, K., Krajnc, D., 2022. A conceptual model for measuring a circular economy of seaports: A case study on Antwerp and Koper ports. *Sustainability*. 14, 1–18. <https://doi.org/10.3390/su14063467>.
- Li, X., Wang, L., Ding, X., 2021. Textile supply chain waste management in China. *Journal of Cleaner Production*. 289, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125147>.

- Manshoven, S., Christis, M., Vercauteren, A., Arnold, M., Nicolau, M., Lafond, E., 2019. Textiles and the environment in a circular economy. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etcwmge/products/etcwmge-reports/textiles-and-the-environment-in-a-circular-economy> (acceso 22/03/2022).
- Marotta, I., Guarino, F., Longo, S., Cellura, M., 2021. Environmental sustainability approaches and positive energy districts: A literature review. *Sustainability*. 13, 1–45. <https://doi.org/10.3390/su132313063>.
- Mazur-Wierzbicka, E., 2021. Circular economy: advancement of European Union countries. *Environmental Sciences Europe*. 33, 1–15. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00549-0>.
- Metcalf, H. 2021. What is “cradle to cradle?” <https://es.scribd.com/article/530515747/What-Is-Cradle-To-Cradle> (acceso 18/03/2022).
- Molina-Sánchez, E., Leyva-Díaz, J.C., Cortés-García, F.J., Molina-Moreno, V., 2018. Proposal of sustainability indicators for the waste management from the paper industry within the circular economy model. *Water*. 10, 1–45. <https://doi.org/10.3390/w10081014>.
- Mondragón, A. 2002. ¿Qué son los indicadores? https://www.planeacion.unam.mx/Planeacion/bibliografia/Mondragon02_inegi.pdf (acceso 7/07/2022).
- Niero, M., Kalbar, P.P., 2019. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resources, Conservation & Recycling*. 140, 305–312. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.002>.
- Nurdiana, J., Franco-Garcia, M.L., Heldeweg, M.A., 2021. How shall we start? The importance of general indices for circular cities in Indonesia. *Sustainability*. 13, 1–22. <https://doi.org/10.3390/su132011168>.
- Oluleye, B. I., Chan, D.W.M., Saka, A.B., Olawumi, T.O., 2022. Circular economy research on building construction and demolition waste: A review of current trends and future research directions. *Journal of Cleaner Production*. 357, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131927>.
- Preisner, M., Smol, M., Horttanainen, M., Deviatkin, I., Havukainen, J., Klavins, M., Ozola-Davidane, R., Kruopienė, J., Szatkowska, B., Appels, L., Houtmeyers, S., Roosalu, K., 2022. Indicators for resource recovery monitoring within the circular economy model implementation in the wastewater sector. *Journal of Environmental Management*. 304, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114261>.
- Razminienė, K., Vinogradova-Zinkevič, I., Tvaronavičienė, M., 2021. Tracing relationship between cluster’s performance and transition to the circular economy. *Sustainability*. 13, 1–15. <https://doi.org/10.3390/su132413933>.
- Rincón-Moreno, J., Ormazábal, M., Álvarez, M. J., Jaca, C., 2021). Advancing circular economy performance indicators and their application in Spanish companies. *Journal of Cleaner Production*. 279, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123605>.
- Saha, K., Dey, P. K., Papagiannaki, E., 2021. Implementing circular economy in the textile and clothing industry. *Business Strategy & the Environment*. 30, 1497–1530. <https://doi.org/10.1002/bse.2670>
- Sánchez-Ortiz, J., Rodríguez-Cornejo, V., Del Río-Sánchez, R., García-Valderrama, T., 2020. Indicators to measure efficiency in circular economies. *Sustainability*. 12, 1–15. <https://doi.org/10.3390/su12114483>.
- Sehnm, S., Pandolfi, A., Gomes, C., 2020. Is sustainability a driver of the circular economy? *Social Responsibility Journal*. 16, 329–347. <https://doi.org/10.1108/SRJ-06-2018-0146>.
- Silvestri, C., Silvestri, L., Piccarozzi, M., Ruggieri, A., 2022. Toward a framework for selecting indicators of measuring sustainability and circular economy in the agri-food sector: A systematic literature review. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02032-1>.

- Superti, V., Merino-Saum, A., Baur, I., Binder, C.R., 2021. Unraveling how the concept of circularity relates to sustainability: An indicator-based meta-analysis applied at the urban scale. *Journal of Cleaner Production*. 315, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128070>.
- Švarc, J., Dabić, M., & Lažnjak, J., 2022. Assessment of the European monitoring frameworks for circular economy: the case of Croatia. *Management of Environmental Quality: An International Journal*. 33, 371–389. <https://doi.org/10.1108/MEQ-07-2021-0170>.
- Utrilla, P.N., Górecki, J., Maqueira, J.M., 2020. Simulation-based management of construction companies under the circular economy concept-case study. *Buildings*. 10, 1–16. <https://doi.org/10.3390/buildings10050094>.
- Yadav, G., Mangla, S.K., Bhattacharya, A., Luthra, S., 2020. Exploring indicators of circular economy adoption framework through a hybrid decision support approach. *Journal of Cleaner Production*. 277, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124186>.
- Zenchanka, S., Antsipenka, N., Busygin, D., Korshuk, E., & Sidsaph, H. (2020). Circular Economy: Can Belarus Close the Loop? *Environmental Research, Engineering & Management*, 76(4), 7–19

MANEJO DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN EN “LA ESCOMBRERA”; LEÓN, MÉXICO.

Velázquez Delgado, Josué¹; Olmos Ruíz, Erika¹; Rodríguez Pérez, Jorge¹; Tavares Torres, Antonio²; Arrona Manríquez, Jorge²; Rodríguez Ríos, Julio²; Turcott Cervantes, Elizabeth^{2*}

¹Universidad Tecnológica de León, México.

²Sistema Integral de Aseo Público de León, México.

*ing.ely.turcott@gmail.com, elizabeth.turcott@aseopublicoleon.gob.mx

Resumen

“La Escombrera” Municipal ubicada en León, Guanajuato, México; desde el 2015 es el lugar asignado como sitio de disposición final para los residuos de manejo especial provenientes de construcción y/o demolición generados en el municipio. El sitio se encuentra ubicado cerca de un banco de extracción pétreo, por lo que, la disposición de estos residuos ha sido empleada como método de regeneración para la zona previamente excavada, con el objetivo de disminuir los impactos ambientales provocados. En la región de Guanajuato se tiene vigente una norma técnica ambiental NTA-IEE-002-2007, *que establece las condiciones para la localización de bancos de materiales pétreos en el estado, así como sus parámetros de diseño, explotación y medida de regeneración ambiental*, donde se explica claramente que la regeneración de un banco de material es parte importante de su operación integral a similitud de la clausura y saneamiento que se hace con un sitio de disposición de residuos sólidos al final de su vida útil. Así que el manejo y gestión integral de los residuos de construcción y demolición, puede abonar no solo a dar cumplimiento a la normativa en bancos de materiales, sino que también el municipio cuenta con un sitio controlado para la disposición de residuos de manejo especial con las características de construcción y demolición, en vez de dispersarlos de manera clandestina en diversos terrenos, creando impactos negativos al ambiente, a la vez creando un modelo sustentable desde la perspectiva económica también, que ayude a mantener y mejorar la operación del propio sitio.

Palabras clave: regeneración; escombrera; residuos de manejo especial; banco de materiales; construcción.

1. Introducción

En México existen, de acuerdo a la normativa, tres tipos de residuos: sólidos urbanos (conocidos en muchas regiones como municipales), de manejo especial (RME) y peligrosos. Los RME son los que se generan por las actividades industriales, de comercio, servicio; y también están incluidos los residuos de construcción y demolición (RCD).

Los RCD se han vuelto un gran problema en las regiones de mayor desarrollo económico, y, al no haber un modelo de manejo claro, acaban depositados en prácticamente cualquier lugar (al lado de carreteras, caminos de terracería, arroyos, lotes baldíos, etc.) creando diversos impactos. En México, en el 2018 se estimó la generación de 27,817 toneladas al día, con un 38% de estos RCD correspondientes a transporte y urbanización (SEMARNAT, 2020). Existe a nivel nacional un Plan de manejo (derivado de la responsabilidad compartida) que emitió la CMIC (Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción), y también existen a nivel regional dos normas, una aplicable en la ciudad de México y otra en el Estado de México: Norma Ambiental para la Ciudad de México NACDMX-007-RNAT-2019, que establece la clasificación y especificaciones de manejo integral para los residuos de la construcción y demolición en la ciudad de

México y Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-011-SEMAGEM-RS-2022, que establece los requisitos para el manejo de los residuos de la construcción y demolición y su trazabilidad para el Estado de México. Sin embargo no existe normativa en el resto del país.

En el caso del Estado de Guanajuato, siendo el 6to que más aporta al PIB de la construcción (de 31 Estados que existen en México) se estimó en 2019 una generación de 4,259 toneladas al día de RCD (SMAOT, 2019). Y finalmente, dentro de los 46 municipios que conforman Guanajuato, el de mayor desarrollo económico es el de León, y es el que genera la mayoría de los residuos del Estado.

El estatus del municipio de León respecto a la generación de RCD dentro de la región, orilló a la búsqueda e implementación de soluciones para su manejo integral, por lo que se optó usarlos para regenerar bancos de extracción de material pétreo desde el 2013¹, por un lado, permitiendo juntar todos los RCD en un solo sitio y por otro, recuperando los impactos de la excavación de materiales.

Actualmente, el municipio de León cuenta con un sitio de disposición final de RCD; siendo el *único* en su tipo en el Estado, denominado “*La Escombrera*”². En este sitio se reciben los residuos provenientes de las obras y construcciones que se realizan en la ciudad y municipios cercanos, para la regeneración de un banco de material pétreo, que aún sigue en explotación. Entonces, la operación conjunta de ambas acciones después de que se termina de explotar un área de extracción, se van rellenando los espacios dejados con la finalidad de que se regenere el sitio y se evita que los RCD sean abandonados en vía pública; ya que además también está prohibido su ingreso al relleno sanitario (que actualmente recibe los residuos sólidos urbanos/municipales).

Es importante mencionar que en el Estado de Guanajuato se cuenta con una Norma Técnica Ambiental NTA-IEE-002-2007 donde se establecen las “*Condiciones para la localización de bancos de materiales pétreos en el estado, así como sus parámetros de diseño, explotación y medida de regeneración ambiental*”, donde también se tienen parámetros para la regeneración de los bancos de materiales.

Por todo esto, en este artículo se explica el modelo que se ha ido perfeccionando a lo largo de la experiencia en el municipio de León, ya que no es un típico sitio de disposición final equivalente a un relleno sanitario (aunque se tengan varias características en común para la operación); en realidad se gira en torno a regenerar el banco de material previamente impactado. Esto ayudará a cerrar los ciclos y minimizar los impactos causados por la industria de la construcción (extracción de materiales vs. generación de residuos). Adicionalmente esta Escombrera es operada por el Sistema Integral de Aseo Público de León (SIAP-León), que es el organismo descentralizado del gobierno municipal, para la recolección, traslado, valorización y disposición final de los residuos, siendo también el propio SIAP un modelo de gestión de residuos diferente al del resto de los municipios.

2. Metodología

Se realizó una recopilación documental de los antecedentes del sitio, y del inicio de su operación. Posteriormente, se realizaron visitas a las instalaciones de “La escombrera”, recopilando datos como: distribución de la planta, cantidad y tipo de personal operativo, equipamiento, maquinaria y vehículos. También se realizó un levantamiento topográfico mediante un dron. Finalmente se realizó un análisis histórico de la cantidad de tolvas (camiones) y m³ de RCD ingresados del 2020 al 2022.

Posteriormente se documentó y describió el modo de operación que se ha implementado en conjunto con diversos organismos municipales, describiendo los detalles operativos, tarifarios y administrativos a realizar para poder dar certeza de la recepción de los RCD.

3. Resultados

¹ En el primer sitio que se utilizó, denominado “La Loma”.

² El sitio actual está ubicado en Ejido Benito Juárez, dentro de la explotación de la Piedrera Stoever.

“La Escombrera” municipal, en la ubicación actual, inició operaciones en el año 2015, operando en conjunto con un banco de extracción de material. Se tienen dos zonas de trabajo (ver figura 1), una para ir llenando y regenerando las zonas ya explotadas, y la otra, donde el banco de material sigue realizando excavaciones.

Para la parte operativa de la escombrera se tiene un Supervisor operativo (campo), dos operadores de maquinaria pesada (Bulldozer), un banderero para el acomodo de los camiones, y un cajero que cobra la tarifa a la entrada. En la parte administrativa se tiene un Supervisor general y un auxiliar administrativo que realizan las gestiones que se explicarán más adelante.

Respecto al equipamiento principal del sitio se tiene una caseta móvil que de acuerdo al frente de tiro que se está rellenando, puede moverse. En esta caseta es donde se realiza el cobro y la primera inspección de los residuos recibidos (se tiene un espejo para supervisar el contenido de los camiones o tolvas). La energía eléctrica es proveída actualmente con celdas solares. En la figura 2 se pueden ver las imágenes de este equipamiento.

En el caso de maquinaria y vehículos, se tiene un Bulldozer D8N marca CAT, una camioneta RAM y una motocicleta. Se puede ver en la figura 3 el Bulldozer, que es la maquinaria principal para el acomodo de los RCD.

Se tiene un ingreso diario promedio de 350 a 410 camiones/tolvas, con capacidades entre 7, 14, 28 ó 30 m³. Se reciben residuos producto de excavación; tierra de despalme; nivelación de terrenos, demolición; concreto armado; exceptuando yeso y mezclas con otros residuos. En promedio se reciben 2,115 m³ al día de RCD. En la figura 4, se puede ver el frente de tiro y los camiones/tolvas que ingresan al sitio.

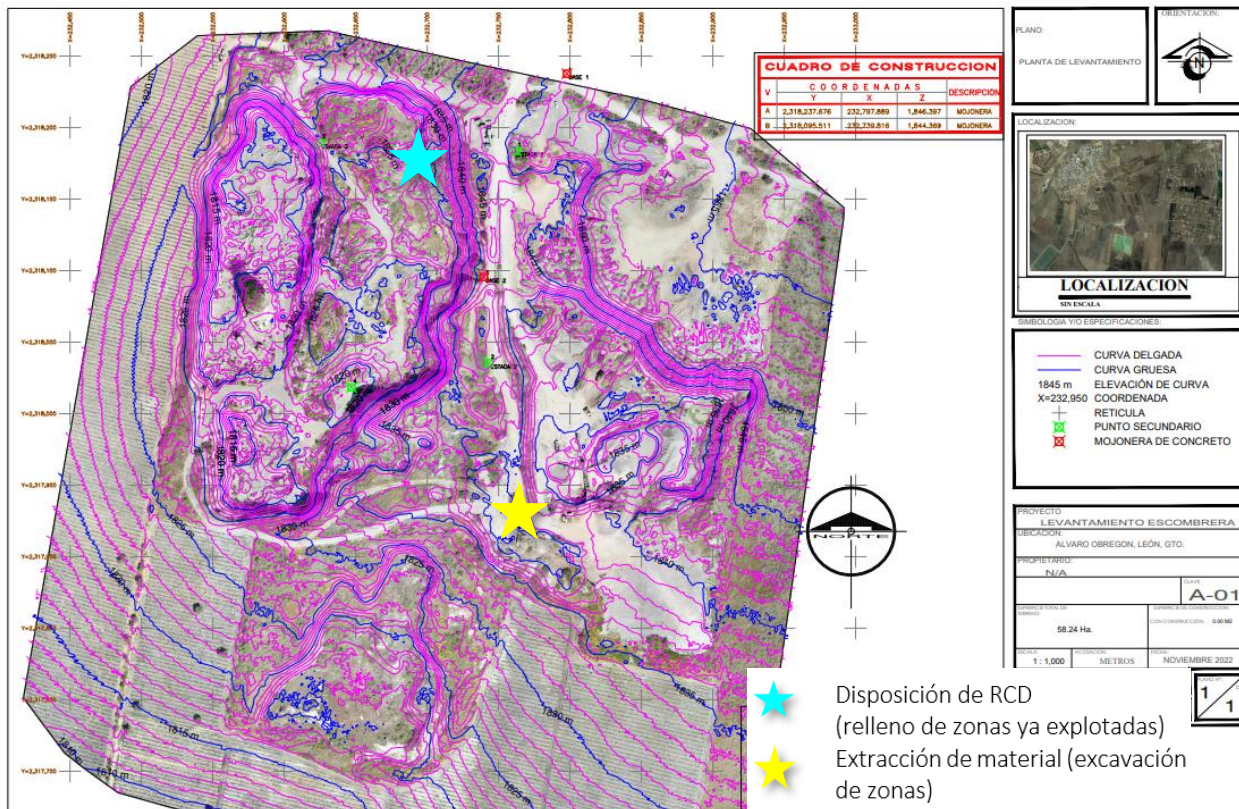


Figura 1. Levantamiento topográfico (noviembre 2022) y ubicación de las operaciones principales de “La Escombrera” en León, México.



Figura 2. Caseta de cobro y supervisión inicial de los residuos, y paneles solares en “La Escombrera” en León, México.



Figura 3. Bulldozer para la operación del frente de tiro de “La Escombrera” en León, México.

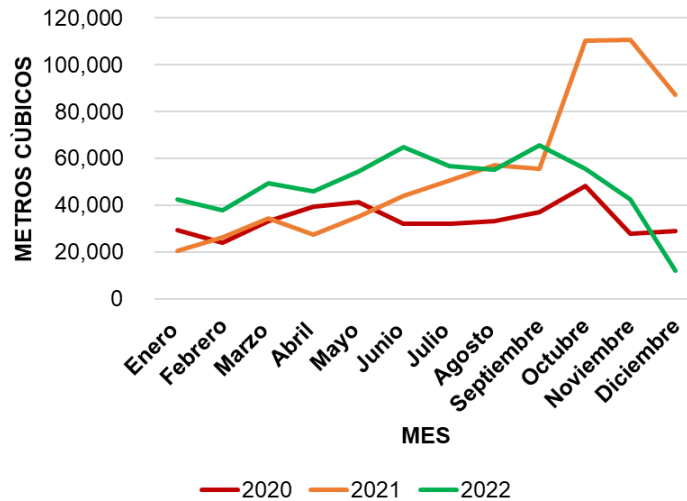


Figura 4. Vehículos a la espera del cobro en la “La Escombrera” en León, México (izq.) y tolva descargando en el frente de tiro (der.)

A partir del 2020 se automatizó y se llevó un control más estricto del registro de entrada de camiones/tolvas, cuyo registro histórico puede verse en la gráfica 1.

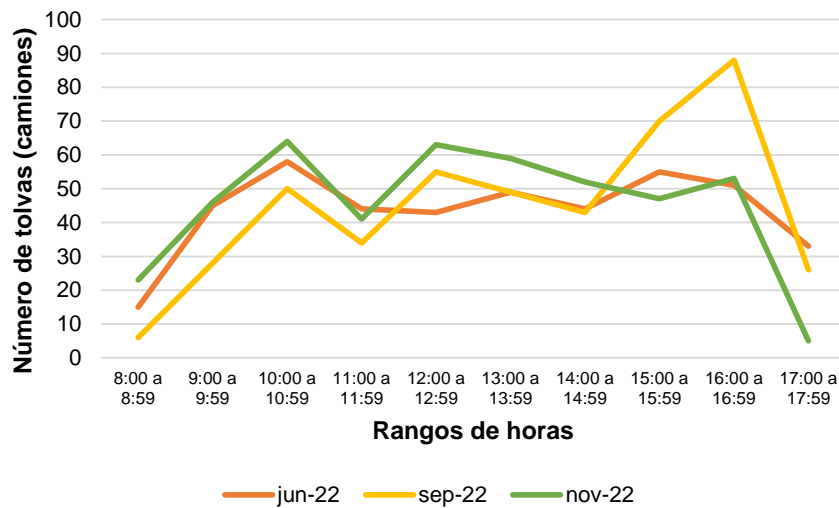
Ya que los ingresos de RCD a este sitio corresponden en su mayoría a la obra pública que se hace en el municipio, la mayor cantidad de obras (por lo tanto de RCD) corresponde al cierre de la administración municipal en 2021. Las obras públicas (u obras visibles, como adecuación de vialidades, puentes, etc.) son un estandarte político de cumplimiento, lo que hace que las inversiones en obra pública y la premura de su inauguración, haga que se corresponda en igual cantidad de residuos generados. Se esperaría un gran incremento de recepción de RCD para el cierre de la administración actual (2024), ya que se han anunciado

más de 5,000,000 de USD de inversión para el municipio en obras, sumado a que ya no se tiene pandemia, lo que ayudará a observar cuál es el comportamiento de los RCD a lo largo del tiempo y los factores que influyen en su generación.



Gráfica 1. Histórico de metros cúbicos de residuos ingresados a "La Escombrera" en León, México.

Se incluye en las siguiente gráfica, un análisis de los tres meses con mayores ingresos de RCD, para evaluar el comportamiento de número de tolvas que se reciben por rangos de horas de las tolvas, encontrando que hay tres picos importantes que parecen coincidir sistemáticamente, entre 10 -11 am, 12-13 pm y finalmente entre 16-17 pm. Estos datos son importantes para realizar mejoras operacionales y de logística en el sitio.



Gráfica 2. Análisis de tolvas ingresadas por rangos de horas en "La Escombrera" en León, México.

Actualmente el modo de operación que se implementó exitosamente para el funcionamiento de la escombrera, inicia desde que se adjudican contratos de Obras públicas y del Sistema de Alcantarillado y Agua Potable (SAPAL) del municipio. En los contratos de construcción se exige que la disposición de los RCD se realice en "La Escombrera" municipal operada por el Sistema Integral de Aseo Público de León (SIAP-León). Si una empresa constructora no demuestra que se depositaron los residuos en "La Escombrera", no se les liberan pagos correspondientes a la obra.

En la Escombrera, como ya se mencionó, se realiza el cobro en la caseta de entrada, con una tarifa aprobada para el año 2023 de 0.3 USD/m³. Dependiendo de la capacidad de la tolva se realiza este cobro, que sustenta la operación que hace el SIAP en el sitio. Una vez pagada la tarifa se emite un boleto especial, y se ingresa el camión/tolva a la disposición.

Para ir finalizando el proceso de validación de la disposición, deben entregarse en las oficinas administrativas del SIAP (al auxiliar administrativo y Supervisor general), todos los boletos recopilados de una constructora u obra, y solicitar la autenticación de estos. Se emite un oficio que es válido para liberar pagos tanto en Obra Pública como en SAPAL. Tanto los boletos como los oficios emitidos por el SIAP cuentan con sellos únicos y numeración de autenticación, para evitar falsificaciones.

4. Conclusiones

Es imperante la necesidad de realizar un manejo adecuado de los RCD en los municipios. Si bien, Guanajuato tiene 46 municipios, el único que tiene un organismo descentralizado de gestión de residuos y también el único que ha avanzado en consolidar el modelo de manejo de los RCD, es el municipio de León.

Con la automatización de procesos (software para el cobro de los ingresos), con la emisión de lineamientos de operación y administrativos, con el control de cobro, con la formalización de procesos entre diversas dependencias municipales, con capacitación constante al personal, con la adquisición de más equipamiento, se ha logrado ir consolidando este modelo, que si bien, aún tiene áreas de oportunidad, es un gran modelo, bastante avanzado respecto al resto de los municipios de la región, y que ha ayudado a controlar los impactos causados por la inadecuada disposición de RCD. También es interesante encontrar que el modelo que actualmente funciona, ha ayudado a controlar que esos 2,115 m³ diarios promedio que genera el municipio de RCD sean recibidos en un sitio adecuado y no se encuentren dispersos en todo el territorio, causando impactos ambientales.

Se sigue trabajando para que el sitio se convierta en un futuro, en un modelo no sólo de control de los RCD y de regeneración del banco de material, sino que empiece a explorar la valorización de estos residuos, avanzando hacia una economía circular.

Referencias

Periódico oficial, 2022. Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-011-SEMAGEM-RS-2022, que establece los requisitos para el manejo de los residuos de la construcción y demolición y su trazabilidad para el Estado de México. En: <https://cemer.edomex.gob.mx/sites/cemer.edomex.gob.mx/files/files/AIR%202022/399/NORMA.pdf>, consultada el: 1/04/2023.

Periódico oficial, 2021. Norma Ambiental para la Ciudad de México NACDMX-007-RNAT-2019, que establece la clasificación y especificaciones de manejo integral para los residuos de la construcción y demolición en la ciudad de México. En: http://data.sedema.cdmx.gob.mx/sitios/conadf/documentos/proyectos-normas/NACDMX_007_RNAT_2019.pdf, consultado el: 01/04/2023.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2020. Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Primera edición.

SMAOT (Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial del Estado de Guanajuato), 2019. Diagnóstico Estatal de Generación y Composición de Residuos de Manejo Especial. Licencia Creative Commons CC-BY-NC-SA 4.0.

ESTUDIO DE VIABILIDAD TÉCNICO-ECONÓMICA DE UN PROCESO DE RECICLAJE DE PANELES FOTOVOLTAICOS

Torner Ruiz, Juan Miguel¹; Colomer Mendoza, Francisco J^{1*};

¹INGRES, Ingeniería de Residuos. Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción, Universidad Jaume I, España

[*fcolomer@uji.es](mailto:fcolomer@uji.es)

Resumen

Desde el 1991 hasta la actualidad se ha producido un aumento de la potencia instalada de energías renovables en España lo cual conlleva, consecuentemente, la instalación de un gran número de placas solares por todo el territorio nacional. En 2015 bajo directrices de la UE se crea el Real Decreto 110/2015 en el cual se establece la obligatoriedad de reciclar los materiales fotovoltaicos, estableciendo la responsabilidad de ello a fabricantes e importadores de módulos. Cabe destacar que la reciclabilidad actual de un módulo fotovoltaico se encuentra en torno al 85% pero gracias a programas de investigación como el Proyecto Europeo CU PV / Cradle to Cradle Sustainable PV Modules se estima que se pueden alcanzar valores del 95%.

La vida útil de un panel fotovoltaico ronda los 20/30 años, por lo tanto, se espera que la demanda de reciclado de paneles fotovoltaicos supere con creces a la oferta actual debido a que el grueso de instalaciones fotovoltaicas se instaló entre los años 2000 y 2010. Muchos de los componentes de los paneles solares tienen un elevado valor, tanto para su reutilización como para su reciclaje. Por consiguiente, en este trabajo se plantea un proceso de reutilización y aprovechamiento de la mayor parte de los componentes de estos paneles. Se ha elegido la zona de España donde más abundan los huertos solares, se ha diseñado un proceso industrial de desensamblaje, se ha hecho un prediseño de la maquinaria más específica para el desmontaje de los paneles y en función de la producción prevista de paneles solares obsoletos y se ha planteado un modelo empresarial de negocio en donde, a partir de precios de mercado, se ha realizado el estudio de viabilidad económica de esta supuesta empresa.

Palabras clave: panel solar fotovoltaico; reciclaje; reutilización, viabilidad

1. Introducción

Hasta el año 1997 el sector eléctrico español estaba compuesto por una serie de empresas que desarrollaban todas las actividades propias y necesarias para proveer de suministro eléctrico: generación, transporte y distribución. Todas las instalaciones eran retribuidas en función de unos costes estándares reconocidos en el “Marco Estable” (Real Decreto 1538/1987) los cuales incluían todos los gastos incluidos en el proceso. Con ello se aseguraba la viabilidad económica de todos los agentes y debido a que estos costes estaban estandarizados se premiaba el aumento de la eficiencia energética. A partir del año 1997 y mediante la “Ley del sector eléctrico (LSE)” Ley 54/1997 se produce una verdadera liberación del mercado eléctrico con una clara separación entre actividades. Pese a esta liberación del sector eléctrico y a los incentivos promovidos mediante primas para la instalación de energías renovables la capacidad de producción del conjunto de estas suponía únicamente un 6,5% del consumo de energía primaria quedando muy lejos todavía del porcentaje objetivo a cubrir (12% para 2010). en 2004 se pasó del sistema de primas al abono al abono de un porcentaje sobre la Tarifa Media de Referencia (TMR) y en 2007 se cambia de nuevo, para fijar unas primas y tarifas reguladas fijas. Todo esto provocó que la rentabilidad de las grandes

instalaciones fotovoltaicas resultase elevada favoreciendo con ello nuevas inversiones y provocando, en última instancia que en dos años se multiplicara por 27 la potencia instalada a finales de 2006.

En el año 2012 se promulga la Ley 15/2012 de Medidas fiscales para la sostenibilidad energética, mediante la cual se cargaba con un impuesto del 7% la generación eléctrica, lo cual obviamente provocó un estancamiento de las inversiones. Sin embargo, es en 2018 (Real Decreto-ley 15/2018) cuando se vuelve a apreciar un aumento en la inversión referente a potencia instalada de origen fotovoltaico debido a que se deroga en este año la Ley 15/2012, lo que provoca aumento del 1230% de la potencia fotovoltaica instalada en tan sólo 13 años. En la actualidad, el mercado eléctrico español cuenta con más de 4.500 instalaciones fotovoltaicas de mediano o gran formato, con una potencia instalada total de más de 18.700 MW que produce una energía total cercana a los 28.000 GWh, lo que representa un 33% más que en el ejercicio 2021 (REE, 2022).

La tecnología presente en los paneles fotovoltaicos se ha desarrollado hasta el punto tal que la vida útil media de todos los paneles instalados ronda los 20-25 años, por lo que queda patente el aumento de la necesidad de reciclado de los paneles en los próximos años. De hecho, en 2015 se estableció un marco regulador sobre la gestión de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos mediante el Real Decreto 110/2015 bajo la Directiva 2012/19/UE, en el cual se establece la obligatoriedad de reciclar los paneles fotovoltaicos. Ante esta necesidad de reciclado de material procedente de infraestructuras de generación eléctrica fotovoltaica se ha decidido realizar el proyecto de una instalación "tipo" que podría contribuir a satisfacer esta demanda.

En este trabajo se plantea un proyecto de proceso industrial de aprovechamiento y recuperación de los materiales que componen los paneles solares fotovoltaicos en la zona española donde abundan este tipo de explotaciones. El proceso industrial de desensamblaje, se complementa con un prediseño de la maquinaria para el desmontaje de los paneles y un estudio de viabilidad económica de esta supuesta empresa.

2. Metodología

Para el estudio del trabajo se han seguido los siguientes pasos:

- a. Decisión de la zona y de la parcela: en función de la presencia y abundancia de huertos solares fotovoltaicos en España se elegirá la comunidad autónoma o región en la que ubicar la instalación de reciclaje. Posteriormente se decidirá la parcela más adecuada siguiendo el método de las Jerarquías Analíticas.
- b. Estudio de la capacidad de la planta: a partir de un estudio del mercado actual y futuro de paneles fotovoltaicos que vayan a quedar obsoletos, se calculará la cantidad de paneles que se pueden procesar y la capacidad de la planta. En este apartado hay que considerar que actualmente no existe en España ninguna de estas instalaciones en funcionamiento.
- c. Diseño del proceso: se buscará información sobre instalaciones similares en otros países y se estudiará en proceso industrial de separación-recuperación de materiales reciclables y la maquinaria más adecuada.
- d. Diseño de la maquinaria: a partir del análisis de la maquinaria necesaria en cada uno de las actividades del proceso de separación de componentes, del precio de venta, de la tecnología necesaria y de la rentabilidad esperada se tendrá que decidir si cada una de las máquinas necesarias se construye o se compra.
- e. Estudio de viabilidad económica: una vez que se conoce la inversión inicial (parcela elegida, la obra civil e instalaciones necesarias, la maquinaria necesaria, etc.), gastos de explotación (energía, mano

de obra, compra de materia prima, transporte, etc.) e ingresos por la venta de materiales recuperados se realizará un estudio de viabilidad económica para estudiar la rentabilidad de la inversión.

3. Resultados

Siguiendo la metodología descrita en el apartado 2. Metodología, se han obtenido los resultados que se describen a continuación. No obstante, dichos apartados se van realizando simultáneamente, ya que los datos de unos son necesarios para hacer los anteriores.

3.1. Decisión de la zona y de la parcela

Para ubicar aquellas zonas con mayor número de plantas fotovoltaicas, según los datos de Red Eléctrica Española (REE, 2023) a 31/12/2022, las comunidades con mayor potencia instalada son Andalucía, Extremadura y Castilla la Mancha (figura 1).

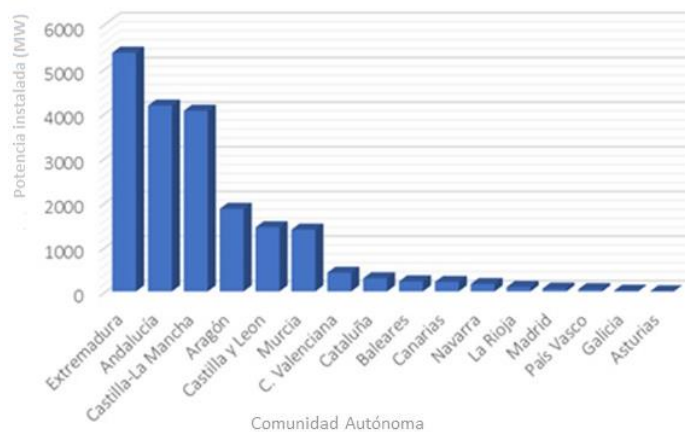


Figura 1. Distribución de la potencia solar fotovoltaica instalada en España por regiones a 31/12/2022 (REE, 2023)

Observando la figura 1 se puede concluir con que la mayor parte de las instalaciones fotovoltaicas en España están emplazadas en el sureste, siendo Extremadura la cuenta con mayor potencia instalada (27,0%), seguida de Andalucía y Castilla-La Mancha (21,0 y 20,5% respectivamente).



Figura 2. Zona de búsqueda de inmuebles para la ubicación de la nave industrial (El idealista, 2022).

Así pues, se ha decidido Extremadura como la región donde se ubicará la industria, concretamente en una zona de influencia de las tres regiones (figura 2), en la que el precio promedio de edificio industrial es de 813 €/m² (El idealista, 2022).

Según estos datos geográficos y económicos, y en función de las dimensiones de la parcela, se ha estimado en unos 2700 m² (se describe en el apartado 3.2. Estudio de la capacidad de la planta) con los atributos elegidos para la optimización del espacio. Estos atributos, necesarios para realizar el método de decisión

multicriterio de jerarquías analíticas (AHP), son: precio, superficie útil almacenaje en la parcela > 2500 m², zona de producción > 120 m², que cuente con edificio de oficinas, estado del edificio, parcela con zona de maniobra para camiones y proximidad a autovía/autopista.

Tras desarrollar el método AHP el proyecto recomienda comprar una parcela con nave industrial con todas las instalaciones necesarias, construida en el año 2011, con una superficie total de parcela de 2900 m², un coste de 365.000 € ubicada en un municipio de la provincia de Badajoz a 11 km de una autovía.

3.2 Estudio de la capacidad de la planta y diseño del proceso

El objetivo de todo proceso de reciclado es la recuperación de la máxima cantidad posible de material proveniente del elemento a reciclar. Los paneles solares más comunes en esta zona de España son los de 500 W, los cuales están compuestos por un marco de aluminio como estructura; un panel de vidrio templado de alta transparencia; un encapsulado de etil vinil acetato (EVA), para aislar los módulos solares de silicio, el cual es un material altamente reactivo con el oxígeno; módulos solares compuestos de silicio en mayor proporción y de cobre y plata; una capa de plástico protector y cables y cajas de contactos. Estos materiales proporcionan una distribución en peso de un 72,5% de vidrio, 12,5% de aluminio, 4,2% de silicio, 0,1% de plata y 10,7% de otros materiales.

Para el diseño del proceso se ha estudiado cual es el sistema de fabricación de los paneles fotovoltaicos, para con ello poder establecer una ordenación de las actividades que se requerirían para obtener los productos objetivo del proceso, el cual contará con las siguientes actividades:

- Recepción materia prima y almacenamiento de los paneles fotovoltaicos: conociendo las medidas de un panel fotovoltaico de 500 W (1956x1310x45 mm) y conociendo también las medidas de los diferentes palés regulados por la norma UNE-EN 13698-1,2012, se puede establecer las condiciones de distribución, dimensiones, peso y cantidad de paneles que son introducidos en el proceso. Estos paneles agrupados sobre palés, los cuales serán acumulados un total de 15 unidades de paneles solares anclados mediante bridas o cintas sobre dos palés. Todo ello posee una altura total de 819 mm y un peso total de 480 kg. Con los datos disponibles y siendo analizados conjuntamente con la potencia media instalada en los parques solares fotovoltaicos finalizados entre el 2006 y 2008 (23,60 MW) se calcula que de cada instalación se podrían obtener 47.207 paneles solares fotovoltaicos de 500 W. Para almacenar esta cantidad de palés la superficie de almacenamiento en la parcela debería ser de 2476 m².
- Transporte: esta actividad es realizada mediante una carretilla eléctrica la cual transporta los módulos de recepción desde la zona de almacenaje hasta la primera actividad.
- Inspección y control de los paneles fotovoltaicos: en esta actividad una inspección visual del estado de la materia prima es realizada por el operario, así como la extracción del posible cableado presente en el panel.
- Extracción de marcos de aluminio y retirada de las placas de contactos: esta actividad se realiza mediante maquinaria especialmente diseñada para ello en la que, de los paneles solares completos, son extraídos la placa de contactos y el marco de aluminio.
- Transporte: este transporte es realizado mediante una cinta transportadora de rodillos sobre la cual el operario desplaza el panel solar sin los marcos.
- Corte de los paneles fotovoltaicos: en este proceso se realiza un corte a lo largo de toda la placa con el objetivo de obtener paneles solares resultantes más estrechos y más manejables. El proceso es realizado mediante una máquina la cual es de base una sierra circular de diente de diamante montada sobre una estructura de seguridad.

- Delaminado: esta actividad tiene como objetivo la extracción del vidrio presente en el panel solar, esto es realizado mediante la provocación por medio de rodillos de una flexión del panel que lo rompe (figura 3). Es necesario que los paneles solares sean introducidos en esta máquina con el vidrio en la cara inferior del mismo ya que al provocar los diferentes esfuerzos de flexión se provoca que el vidrio caiga a la parte inferior de la máquina dónde es recogido y transportado a la zona de almacenaje pertinente. El vidrio resultante se desprende en partículas de entre 0,3 mm y 3 mm de grosor (Compton Industriale S.R.L., 2022), cabe a destacar que el vidrio obtenido en este proceso es un vidrio de primera calidad ya que este tiene una transparencia muy elevada.

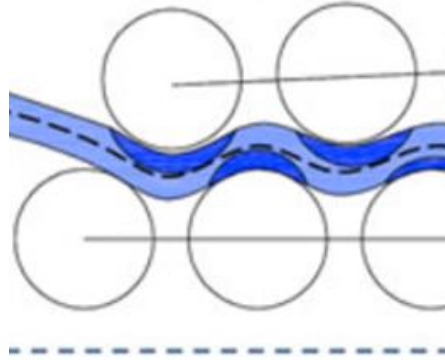


Figura 3. Vista lateral parcial de los esfuerzos de flexión provocados en el panel solar

- Transporte del vidrio hasta el almacenado: este transporte es realizado mediante una cinta transportadora motorizada la cual mediante tolvas recoge el vidrio saliente del delaminado y lo deposita en una bolsa de almacenaje para su posterior transporte.
- Transporte del panel ausente de vidrio a la trituradora: realizado mediante una cinta transportadora motorizada. Esta recoge los paneles solares carentes de vidrio y los eleva 2.000 mm hasta introducirlos en la trituradora.
- Triturado: en este proceso son introducidos los paneles solares, los que en este momento del proceso están compuestos únicamente por el encapsulado de EVA, los módulos fotovoltaicos y el panel plástico posterior. Los cuales tras pasar esta etapa quedan triturados en piezas de 10 mm de grosor.
- Separación de componentes: esta actividad es realizada mediante el uso de maquinaria especializada en separación de elementos reciclados. Esta separación es realizada mediante un separador ciclónico el cual somete las piezas trituradas a un ciclón con una corriente de aire de elevada velocidad, separando con ello los materiales que componen las piezas que son el EVA, el cobre y el polvo de silicio. Los elementos restantes pasan a la segunda etapa donde otro ciclón de características similares, pero tamaño más reducido permite separar los componentes en dos depósitos separados. El transporte hasta los depósitos se realiza mediante una cinta elevadora y una transportadora de husillo.

3.3. Diseño de la maquinaria

Tras el estudio de proceso y al analizar la maquinaria disponible en el mercado, se ha decidido que por ahorro económico y por viabilidad en la ejecución se van a fabricar la máquina de extracción de marcos y la cortadora de paneles. El resto de elementos se comprarán.

En la máquina diseñada en el proyecto, mediante el programa SolidWorks, para la extracción de marcos (figura 4) el cilindro hidráulico comienza su labor ejerciendo una fuerza hacia abajo, las cuchillas son desplazadas hacia el exterior de la mesa de trabajo, ejerciendo con ello presión sobre los marcos del panel solar y extrayéndolos. Una vez finalizado el proceso de extracción de marcos el sentido de giro del motor

es invertido, provocando con ello el movimiento contrario en el cilindro hidráulico y retrayendo las cuchillas hasta estar la máquina preparada para la siguiente placa solar.

La estructura de la cortadora de paneles está compuesta por cuatro patas inferiores, una mesa de trabajo sobre la cual se cortan los paneles solares y una estructura superior compuesta por tres perfiles sobre la cual se encuentran anclado el motor eléctrico y la sierra de corte (figura 5).

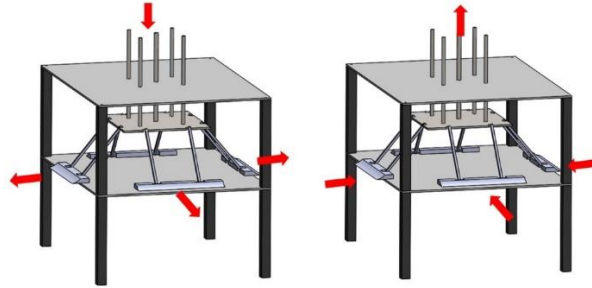


Figura 4. Movimiento de extracción de marcos

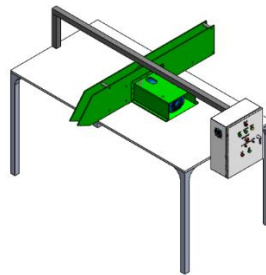


Figura 5. Cortadora de placas

Así pues, la línea de los dos elementos fabricados quedaría como se muestra en la figura 6.

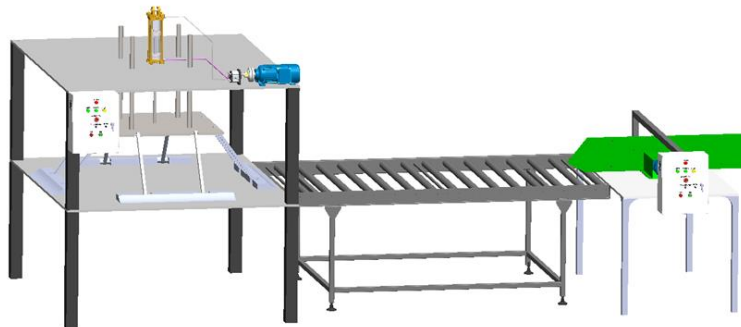


Figura 6. Máquina de extracción de marcos, transporte y cortadora de placas

A continuación, se instalará la delaminadora, la trituradora y el separador ciclónico (los tres se comprarán).

3.4. Estudio de viabilidad económica

Para realizar el proyecto, en primera instancia se han estudiado los costes de inversión inicial, incluyendo en ellos la compra de la nave industrial, las instalaciones a renovar, la compra de la maquinaria y los costes derivados de estos dos conceptos. La nave industrial tiene un coste final de 387.971,80 €. Los costes de la maquinaria se resumen en la tabla 1 y ascienden a un total de 739.474,20 €. La instalación de baja tensión necesaria tendrá un coste de 43.184,93 € y la instalación de protección contra incendios de 8.867,28 €, lo cual supone una inversión inicial de 1.264.498,20 €.

En segundo lugar, hay que considerar los gastos fijos (energía, agua, internet+télefono, mantenimiento de la web, seguros, servicios de asesoría, mantenimiento, limpieza, reparaciones, nóminas (8 operarios, comercial, administración y gerencia) y seguridad social, márketing, publicidad y amortizaciones de la maquinaria. Estos gastos suponen un desembolso de 678.455 €/año) y gastos variables (materia prima o la energía consumida durante el proceso, compra de la materia prima (los paneles fotovoltaicos) y comisiones comerciales). Todo esto implica un gasto de 9,14 €/panel.

En tercer lugar, para calcular los ingresos hay que hacer una previsión de los paneles que se van a poder reciclar por ejercicio económico. Para ello, es necesario conocer o estimar la cantidad de materia prima presente en el mercado y determinar, a su vez, el año aproximado de entrada de la materia prima en el proceso de reciclado.

Tabla 1. Costes asociados a la maquinaria

Elemento	Coste (€)	IVA (21%)	Coste (€)
Carretilla elevadora STILL RXE 10	15.500,00	3.255,00	18.755,00
Extractor de marcos	11.020,70	2.314,35	13.335,05
Transportadora de rodillos (4)	2.800,00	588,00	3.388,00
Cortadora de placas	4.362,00	916,02	5.278,02
Delaminadora SOLAR 4.0	65.100,00	13.671,00	78.771,00
Trituradora SOLAR 4.0	35.000,00	7.350,00	42.350,00
Separador ciclónico SOLAR 4.0	131.310,00	27.575,10	158.885,10
Cinta elevadora SOLAR 4.0	4.921,00	1.033,41	5.954,41
Transportadora husillo	3.600,00	756,00	4.356,00
Margen comercial	298.200,00	62.622,00	360.822,00
Instalación	35.500,00	7.455,00	42.955,00
Transporte	3.822,00	802,62	4.624,62
Total	611.135,70	128.338,50	739.474,20

Para obtener estos datos hay que buscar la ubicación de cada una de los huertos solares e investigar la potencia instalada en cada una de ellos y la fecha de finalización de construcción. A partir de esto se puede el número de unidades solares equivalentes de 500 W de cada una y cuando se estima que quedarán obsoletas (tabla 2) en un horizonte de 10 años (hasta el año 2035). Para estipular los ingresos obtenidos por el reciclado de cada uno de los paneles se emplean las tablas obtenidas del proyecto CABRISS (UE, 2022) financiado por la Unión Europea, en ellas se detalla la composición de cada uno de los elementos presentes en los paneles solares y su peso (tabla 3). No se muestra el aluminio debido a que para los ingresos los marcos de aluminio no son tenidos en cuenta ya que estos serán enviados a las fábricas de paneles solares fotovoltaicos respectivos para con ello favorecer la economía circular.

Tabla 2. Evolución del número de paneles

año	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035
nº paneles	63.072	131.400	213.660	262.800	262.800	249.660	236.520	228.636	223.380	215.496

Tabla 3. Ingresos por unidad fotovoltaica equivalente de 500 W

Componente del panel	Peso (kg)	€/kg	€
Vidrio	14,7	0,25	3,68
Silicio	0,61	15,00	9,15
Plata	0,0066	590,00	3,89
Otros	2,44	-	-
Total	20,3	-	16,72

Así pues, a partir de los datos obtenidos se consigue un VAN (valor actual neto) de la explotación de 7.192.776,19 €, un TIR (tasa interna de rentabilidad) del 39,82% y un PR (periodo de retorno) de 3,28 años.

4. Conclusiones

El mercado de reciclado de paneles fotovoltaicos obsoletos es un mercado joven, aún por desarrollar, cuya tecnología se basa en la idea de recuperar los materiales con los que se fabrican los paneles solares actuales. Es un sector que por su casi nula presencia en España ofrece un futuro esperanzador en este mercado.

La ubicación es un aspecto muy a tener en cuenta para la viabilidad del proyecto ya que estas dos variables están directamente relacionadas. Es muy costoso, debido al volumen que ocupa, transportar paneles solares, sin embargo, los materiales obtenidos del proceso son muy baratos de transportar, por ello es mucho más interesante estar cerca de los proveedores que de los posibles clientes.

Por otro lado, la maquinaria utilizada tiene un coste asequible y el proceso de separación de componentes es relativamente sencillo, por lo que una explotación de estas características proporciona una interesante rentabilidad avalada por unos materiales recuperados con precios razonables y una legislación que propugna el reciclaje de estos elementos.

Referencias

Compton Industriale S.R.L. (2022). Solar 4.0. Obtenido de <https://www.comptonindustriale.it/solar-4.0.html> (Acceso 11/11/2022)

DIRECTIVA 2012/19/UE Del Parlamento Europeo Y Del Consejo de 4 de julio de 2012 sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019&from=EN> (Acceso 10/09/2022)

Idealista. (2022). Idealista. Obtenido de https://www.idealista.com/ca/areas/ventalocales/conubicacion_otro/?shape=%28%28agopFr%60pl%40efLinc%40yyn%40%7Dj_Ayhp%40%7EIE%7Dp%7B%40qchBprRgvpB%7Ev_%40qknAf%60eB%7Dd_%40vduAsg%7BAticA%7Ed_%40tyh%40ftcAdxyAff%7D%40vhn%40pqnBmlx%40zjfDc%7DYf%7Ci%40cig% (Acceso 11/11/2022)

Ley 54/1997, de 27 de noviembre, del Sector Eléctrico. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1997-25340> (Acceso 10/09/2022)

Ley 15/2012, de 27 de diciembre, de medidas fiscales para la sostenibilidad energética. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2012-15649> (Acceso 11/09/2022)

Real Decreto 1538/1987, de 11 de diciembre, por el que se determina la tarifa eléctrica de las Empresas gestoras del servicio. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1987-27929> (Acceso 10/09/2022)

Real Decreto-ley 15/2018, de 5 de octubre, de medidas urgentes para la transición energética y la protección de los consumidores. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2018-13593> (Acceso 10/09/2022)

Real Decreto 110/2015, de 20 de febrero, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2015-1762> (Acceso 10/09/2022)

REE, Red Eléctrica Española (2022) La eólica y la fotovoltaica baten récord de generación eléctrica en España en 2022. Nota de prensa 22/12/2022. <https://www.ree.es/es/sala-de-prensa/actualidad/nota-de-prensa/2022/12/la-eolica-y-fotovoltaica-baten-record-de-generacion-electrica-en-espana-en-2022> (Acceso 23/03/2023)

REE, Red Eléctrica Española (2023) Energía del sol. Potencia instalada, solar fotovoltaica. <https://www.sistemaelectrico-ree.es/informe-de-energias-renovables/sol/potencia-instalada/solar-fotovoltaica-solpotencia> (Acceso 27/03/2023)

UE, European Commission (2022) Implementation of a Circular economy Based on Recycled, reused and recovered Indium, Silicon and Silver materials for photovoltaic and other applications. <https://cordis.europa.eu/project/id/641972/es> (Acceso 22/10/2022)

APLICACIÓN DE LA TÉCNICA MQL (MINIMUM QUANTITY LUBRICATION) PARA CONSEGUIR UNA FABRICACIÓN MÁS SOSTENIBLE

Serrano Mira, Julio^{1*}; Abellán-Nebot, José V¹

¹Grupo de Investigación en Ingeniería de Fabricación, Escuela Superior de Tecnología y Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, España

*jserrano@uji.es

Resumen

Las taladrinas son emulsiones en agua de aceites (95%-5%), que se emplean como fluidos de corte en procesos de mecanizado o conformado por arranque de viruta de metales, siendo su función la de reducir el coeficiente de fricción viruta-herramienta, alargando la vida de la herramienta, reduciendo la energía requerida y la temperatura durante el proceso, mejorando el acabado superficial, y reduciendo la corrosión. Para obtener sus características, a estos aceites se les añaden otros compuestos (ésteres complejos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos orgánicos de fósforo, emulgentes, etc.), los cuales convierte a estos fluidos en altamente contaminantes, requiriendo un tratamiento como residuo costoso y complejo.

Para reducir esta problemática, hace algo más de una década se comenzó a trabajar en el desarrollo de un nuevo sistema de lubricación para los procesos de mecanizado, el MQL (*Minimum Quantity Lubrication*), consistente en la utilización de aerosoles de aceites pulverizados directamente sobre la zona de corte mediante boquillas. Los trabajos de investigación se han incrementado exponencialmente en la última década y se han desarrollado equipos de uso industrial, extendiéndose poco a poco su uso. Las ventajas para una fabricación más verde son evidentes, eliminan el problema de las taladrinas, requiriendo menos energía, y obteniendo buenos resultados finales.

En el presente trabajo se realiza un análisis inicial de las taladrinas y sus problemas en el tratamiento como residuo, y posteriormente se lleva a cabo una revisión y exposición de los avances en el desarrollo y ventajas del MQL y su aplicación en la industria del mecanizado.

Palabras clave: Taladrinas; Fluidos de Corte; Mecanizado; MQL; Fabricación más Limpia.

1. Introducción

Los procesos de conformado por arranque de viruta de metales han requerido tradicionalmente del uso de fluidos de corte (MWF, *Metal Working Fluids*), mayoritariamente emulsiones de agua en aceites (95%-5%), denominadas comúnmente taladrinas, para alargar la vida útil de las herramientas de corte, reducir la energía requerida, mejorar el acabado superficial, y reducir la temperatura durante el corte que podría ocasionar fallos graves tanto en la herramienta de corte como en la superficial final mecanizada. A las taladrinas se les añaden otros compuestos para mejorar sus propiedades y evitar su rápida degradación, convirtiendo estos fluidos en altamente contaminantes, requiriendo ciertas precauciones durante su uso y un costoso y complejo tratamiento como residuo (Lawal et al., 2013). Además del impacto negativo en el medioambiente, los MWF son sustancias que pueden ser peligrosas para los operadores del taller. Los peligros para la salud pueden ir desde la irritación en la piel, ojos, garganta y pulmones hasta afecciones más graves, como la bronquitis crónica, el asma o incluso diferentes tipos de cáncer (Greaves, 1997; Kumar et al., 2014). En términos económicos, el uso de MWFs puede representar del 7 al 17% del coste total del

proceso de mecanizado, mientras que los costes de herramientas pueden representar del 2 al 4% (Klocke and Eisenblaetter, 1997).

En el ámbito del mecanizado industrial, la opción directa hacia un proceso más limpio es el paso a procesos de mecanizado en seco. El mecanizado en seco es actualmente una opción ampliamente empleada a nivel industrial para el mecanizado de materiales específicos como fundición de hierro, aleaciones de cobre y aceros dulces. En estos casos, esta eliminación de la necesidad de uso de los MWF ha sido gracias a los avances en los recubrimientos de las herramientas de corte y las propias características del corte en estos materiales, lo que permite eliminar el uso del refrigerante, consiguiendo una fabricación limpia desde ese punto de vista. Para otros materiales, esta práctica no es posible por excesivo desgaste de la herramienta de corte o mala calidad superficial de la pieza mecanizada, lo que obliga al empleo de MWF, como es el caso del mecanizado de las aleaciones de aluminio. Para evitar o minimizar el uso de MWF y emplear procesos de mecanizado más sostenibles, se han desarrollado técnicas de lubricación denominadas técnicas de mecanizado en casi-seco (*near-dry machining*). Uno de los sistemas más ampliamente empleados como mecanizado en casi-seco es la técnica de Cantidad Mínima de Lubricación (MQL). A diferencia de otras técnicas en casi-seco como el mecanizado criogénico, la técnica MQL requiere menor inversión, es fácil de adaptar en planta y permite mejorar el rendimiento de mecanizado en diferentes tipos de operaciones y materiales. Por tanto, el MQL puede considerarse como una alternativa más sostenible frente al uso de los MWF convencionales en numerosas aplicaciones (Najjha et al., 2016).

En este trabajo se presenta el estado actual de la tecnología MQL, con sus principales ventajas, trabajos de investigación más relevantes y los avances y trabajos futuros en esta área que permiten afrontar con optimismo el avance hacia una fabricación más limpia y sostenible.

2. Las taladrinas como residuo

Como se ha indicado, las taladrinas son emulsiones de aceites minerales en agua. El suministro se hace en forma de aceite, al que el usuario final añade el agua para diluirlo (entre el 3% y el 8% según el uso). Estos aceites suministrados contienen una gran cantidad de aditivos para mejorar sus propiedades y facilitar la emulsión en agua: ácidos grasos, ésteres biodegradables, ésteres complejos, alcoholes, disolventes, glicol, compuestos carcinógenos de alto riesgo (hidrocarburos aromáticos policíclicos y nitrosaminas), parafinas cloradas y compuestos orgánicos de fósforo o de azufre (para reducir la formación de microsoldaduras viruta-herramienta), emulgentes, antioxidantes, inhibidores de corrosión (para el cobre, el aluminio y el hierro), quelantes (para atrapar los iones de metales pesados en suspensión), nitratos, nitritos, colorantes, perfumes, bactericidas (triacinas, ...), liberadores de formaldehído y sustancias biostables como el boro o las boramidas. A esto hay que añadir que durante el uso se van degradando e incorporando nuevos contaminantes externos (aceites y grasas, partículas metálicas, polvo ambiental, microorganismos, etc.)

Los componentes propios y los contaminantes externos incorporados durante su uso, convierten a las taladrinas en residuos altamente contaminantes al llegar al fin de su vida útil, tanto para los operarios como para el medioambiente, considerándose como residuos peligrosos por las normativas españolas y europeas, exigiéndose su retirada y posterior gestión como tales. Asimismo, su gestión como residuo es muy compleja y costosa debido a la altísima cantidad de agua (muy superior a la del producto original) y sedimentos que contiene, y requerir de procesos de pretratamiento y separación al estar en forma de un líquido altamente emulsionado, empleándose para ello diversos tratamientos físico-químicos. Una vez separado el aceite, éste continúa su proceso de gestión como el resto de aceites usados; sin embargo la gestión de este aceite usado también es costosa requiriendo de una descontaminación de metales pesados (desmetalización) y otros componentes peligrosos, tras lo cual su uso es como valorización energética como combustible alternativo al fueloil industrial (no se puede regenerar y devolver al circuito) en procesos industriales que requieren hornos a altas temperaturas (cementeras, yeseras, ...). Por todo ello, la reducción del uso de las taladrinas debe de ser uno de los objetivos prioritarios en la mejora de la sostenibilidad de los procesos de fabricación

que incluyen los procesos de mecanizado, siendo las novedosas técnicas de lubricación MQL una excelente herramienta para conseguirlo.

3. El sistema MQL y sus principales beneficios

La técnica MQL utiliza una pequeña cantidad de lubricante atomizado en un flujo de aire comprimido para lubricar la zona de corte, reduciendo la fricción y las temperaturas de corte. El equipo se basa en un pequeño depósito, una bomba de pistón, un regulador de presión y una boquilla para colocar cerca de la zona de corte. Existen sistemas MQL con lubricación externa e interna, siendo esta última la habitual en procesos de taladrado donde el lubricante atomizado se trasporta internamente por el husillo hasta la punta de la herramienta de corte (Figura 1). El caudal utilizado en la operación es de 5-20 ml/h y así, el consumo de lubricante es mínimo en comparación con las tasas de enfriamiento por inundación que son de 30-1200 l/h (Boswell et al., 2017; Shah et al., 2021), si bien en la lubricación por inundación la emulsión se filtra, enfría y reutiliza a través de un circuito hidráulico.

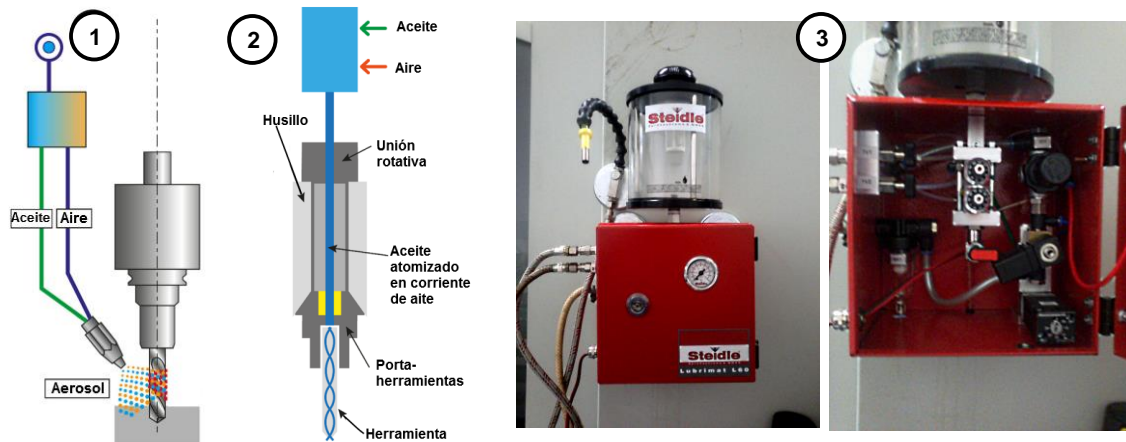


Figura 1. Sistema MQL externo [1] e interno [2] (adaptado de Boswell et al., 2017), y vista de un equipo industrial externo y de sus componentes internos [3].

La tecnología MQL ha sido ampliamente validada en trabajos de investigación en las últimas dos décadas. Dhar et al. (2006) estudió la influencia de la lubricación MQL en la temperatura de corte, la formación de virutas y la calidad de la superficie en operaciones de torneado con plaquitas de metal duro sin recubrimiento. Los resultados experimentales mostraron una reducción tanto de la temperatura de corte como de la rugosidad de la superficie y una mejora en el proceso de formación de viruta ya que el coeficiente de reducción de viruta disminuyó en comparación con el mecanizado por inmersión o en seco. Qin et al. (2016) investigaron el rendimiento del torneado de aleación de titanio TC11 utilizando el sistema MQL con diferentes herramientas de corte con recubrimiento. Mediante el MQL se obtuvieron una menor rugosidad superficial y una mayor vida útil en todas las herramientas de corte, y se demostró que el uso de herramientas con recubrimiento de tipo $Al_2O_3/TiAlN$ es el más adecuado para MQL, aumentando la vida útil de la herramienta en un 88,4 %. Machado y Wallbank (1997) demostraron el impacto positivo de la lubricación MQL en la rugosidad de la superficie en operaciones de torneado de acero de alto y medio carbono a velocidades de corte bajas, debido a la reducción / eliminación del fenómeno de filo recrecido. Sin embargo, para altas velocidades de corte en estos materiales, al no aparecer el fenómeno del filo recrecido, la calidad superficial con MQL no presentaba mejoras. Suda et al. (2002) compararon el rendimiento del sistema MQL con aceite vegetal y tres ésteres de poliol diferentes, analizando el rendimiento del corte, la biodegradabilidad, la estabilidad a la oxidación y la estabilidad al almacenamiento. En términos de biodegradabilidad, oxidación y estabilidad al almacenamiento, los ésteres de poliol sintéticos mostraron un mejor rendimiento y el rendimiento de corte observado fue equivalente al de los refrigerantes solubles en agua convencionales. Por lo tanto, los lubricantes biodegradables para MQL han

demostrado ser al menos tan efectivos como los MWF comunes basados en aceites minerales con un impacto ambiental mucho menor. En una revisión bibliográfica reciente, Boswell et al. (2017) muestran los principales trabajos en relación a MQL en procesos de mecanizado convencionales como fresado, torneado y taladrado, confirmando los resultados anteriormente descritos por muchos otros trabajos.

Otros investigadores (Abellan-Nebot and Rogero, 2019) también han analizado el posible uso del MQL para mejorar la calidad superficial de las piezas mecanizadas y permitir así reducir o eliminar operaciones secundarias de rectificado. Sin embargo, a pesar del amplio conocimiento sobre los beneficios y limitaciones del MQL, su aplicación industrial todavía es muy limitada. En el sector de automoción, destaca la apuesta de Ford por el MQL, que ha validado e instalado más de 400 centros de mecanizados con MQL en sus plantas de fabricación de motores de combustión (Tai et al., 2014). En un artículo divulgativo, la misma compañía afirmaba un ahorro en agua en relación con los fluidos de corte del 99,8% tras la implantación de los sistemas MQL (Walker, 2018).

Comunicaciones técnicas como (Heidecker, 2019; Pereira et al., 2013; Warfield, n.d.), donde se remarcan las ventajas e inconvenientes de la técnica MQL, permiten llegar a un público con una orientación más industrial y fomentar su implantación en la industria. En base a estas publicaciones más de aplicación industrial, se puede elaborar la Tabla 1 con información relativa a la aplicación del MQL, con sus ventajas e inconvenientes más destacadas.

Tabla 1. Principales ventajas e inconvenientes de la técnica MQL

Ventajas	Inconvenientes
Aumento vida útil de la herramienta de corte	Muy sensible a su configuración (cantidad de ml/h, posición de las toberas, etc.)
No hay crecimiento de bacterias como en taladrinas	Menor capacidad de refrigeración, por lo que no es apto en mecanizado con excesiva generación de calor (aleaciones exóticas, etc.)
Menores costes de lubricantes	Riego de inflación del aceite durante el corte
Menor consumo energético con respecto al sistema de bombeo y tratamiento con taladrinas	Cierta experimentación previa necesaria para ajustar el caudal adecuado de la operación
Menor impacto a la salud del operario, aunque todavía puede haber neblinas generadas	Puede no ser adecuado en ciertas aplicaciones como en taladrados profundos o materiales poco conductores del calor y muy resistentes por su baja capacidad de refrigeración
Mejor acabado superficial	
No hay costes de tratamiento como en taladrinas	

4. Avances actuales y desarrollos futuros de MQL

Las líneas de investigación más recientes en relación al MQL pasan por dos vías. Una primera línea, busca incluir nanopartículas en los fluidos de corte del sistema MQL para mejorar la conductividad térmica y disminuir la fricción en el corte gracias al efecto de las nanopartículas en la zona de contacto pieza-herramienta. Una segunda línea, busca el empleo de cargas electrostáticas para mejorar la penetración de las gotas de lubricante, mejorando el rendimiento del sistema en términos de menores fuerzas de corte, mayor vida útil de herramienta, e incluso un menor y más eficiente consumo de lubricante. El desarrollo de estas dos nuevas variantes de MQL viene favorecida por las limitaciones actuales del MQL en el mecanizado de los conocidos como "materiales de difícil mecanizado": aleaciones de titanio, superaleaciones, aceros inoxidables, etc. El mecanizado de esos materiales, debido al elevado calor generado durante el corte, hace que sea prioritaria la refrigeración para evitar un excesivo desgaste de la herramienta o la aparición de defectos en la superficie de la pieza mecanizada. Investigaciones recientes prueban que tanto la adición de nanopartículas, como el uso de cargas electrostáticas o ambas simultáneamente pueden sustituir el mecanizado por inundación en los materiales de difícil mecanizado.

La adición de nanopartículas a los fluidos de corte da nombre a una nueva versión del sistema MQL, conocido como NMQL (*Nanolubricant Minimum Quantity Lubrication*). Estas nanopartículas mejoran la capacidad lubricante del fluido y reduce el coeficiente de fricción durante el mecanizado. El mecanismo de esta mejora está bien descrito en la literatura (Jason et al., 2020), y se explica principalmente por el efecto de rodamiento de bolas (las nanopartículas actúan como rodamientos de bolas que ruedan entre la superficie de contacto y convierten la fricción deslizando en una combinación de fricción deslizando y rodante) y por la formación de una película protectora (formada por las nanopartículas) que alisa y reduce la rugosidad de la superficie del área de contacto. La Figura 2 ilustra estos mecanismos durante el mecanizado. Además, las nanopartículas actúan como agentes portadores de calor en la región de corte y aumentan la disipación de calor (CUI et al., 2022; HemmatEsfe et al., 2020; Patole et al., 2021; Sharma et al., 2015), si bien su capacidad de refrigeración es mucho menor que mediante el uso de taladrinas por inundación (Xu et al., 2022). El porcentaje de nanopartículas empleado en el sistema MQL es un aspecto crítico para el rendimiento del proceso. Un porcentaje elevado aumenta la viscosidad y mejora la transmisión de calor, pero cuando la concentración de partículas es excesiva, puede dar lugar a problemas de aglomeración y sedimentación.

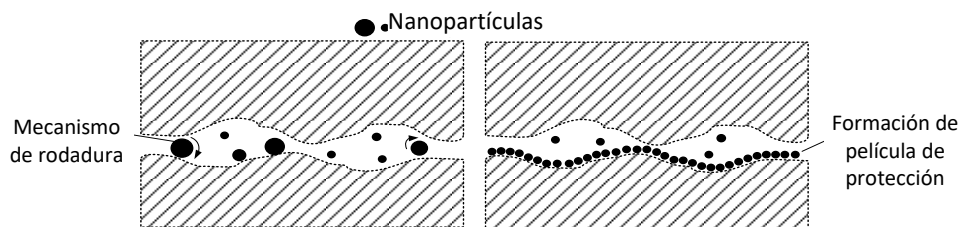


Figura 2. Mecanismos de las nanopartículas para reducir el coeficiente de fricción durante el corte (adaptado de Jason et al., 2020).

La capacidad superior de NMQL con respecto a MQL en operaciones difíciles se ha demostrado en diferentes investigaciones. Zhang et al. (2016) observaron que, a diferencia del MQL, el NMQL puede reducir el quemado superficial en el rectificado de aleaciones de níquel. En Marques et al. (2019), se demostró que NMQL supera al MQL y al mecanizado en seco durante el proceso de torneado de Inconel 718 en términos de vida útil de la herramienta. La adición de nanopartículas sólidas de MoS_2 proporcionó un aumento en la vida de herramienta de alrededor del 12 % frente al mecanizado en seco y del 46 % comparado con el uso de aceite puro sin nanopartículas. En (Li et al., 2019), el uso de nanolubricantes basados en óxido de grafeno en el sistema MQL durante el mecanizado de aleaciones Ti-6Al-4V mejoró el enfriamiento y la lubricación en la zona de corte, reduciendo las fuerzas de corte (reducción en la fuerza de fricción del orden de 25%–50%) y las temperaturas en la cara de desprendimiento de las herramientas. Por lo tanto, se ha demostrado que NMQL es una técnica casi seca eficiente, especialmente cuando se mecanizan aleaciones difíciles de mecanizar. Se pueden encontrar revisiones interesantes sobre NMQL en (Hemmat Esfe et al., 2020; Jason et al., 2020; Patel et al., 2018; Patole et al., 2021; Sharma et al., 2015). Sin embargo, un aspecto todavía no analizado en detalle es la problemática de generarse neblinas durante el funcionamiento del NMQL que dejan en suspensión nanopartículas que puedan ser inhaladas por los operarios con el consiguiente riesgo (Xu et al., 2022).

Otra línea de investigación más reciente en los sistemas MQL es la adición de cargas electrostáticas, lo que da lugar a la variante EMQL (*Electrostatic Minimum Quantity Lubrication*). El uso de estas cargas ha demostrado ser un método eficiente para mejorar la mojabilidad de las partículas de lubricante y para facilitar la penetración en la zona de corte, lo que lleva consigo una reducción en el coeficiente de fricción y una mejora de la vida de la herramienta con un menor consumo de lubricante que el MQL convencional al ser más eficiente su acción en la zona de corte (Huang et al., 2018a, 2015). Sobre este último aspecto, destacar que en (Huang et al., 2015) se afirma una reducción del 67% del consumo de lubricante mediante el uso del sistema EMQL respecto al sistema MQL.

Otro trabajo de interés en este ámbito es el realizada por Huang et al. (2018a), quienes demostraron experimentalmente que la vida de la herramienta en el fresado de acero inoxidable AISI-304 era superior para todos los voltajes analizados cuando se emplea el EMQL respecto al mecanizado en seco y al MQL. La mayor vida de herramienta se obtuvo empleando un voltaje de -5kV y +20kV, aumentando la vida de la herramienta un 83% y 102% con respecto al uso de MQL, respectivamente. Además, la rugosidad superficial mejoró bajo esas condiciones en un 32% y 36%, respectivamente, frente al uso del MQL convencional. Los mismos autores analizaron el sistema EMQL en operaciones de torneado (Huang et al., 2018b). En este trabajo, se investigó el efecto de los parámetros EMQL en el mecanizado de aceros inoxidables AISI 304, comparando los resultados con la misma operación bajo condiciones de corte en seco, por inundación, y MQL convencional, influyendo la distancia y posición de la boquilla durante la operación, si bien el rendimiento de la operación de EMQL es mayor que el MQL convencional. Adicionalmente, el EMQL redujo notablemente el desgaste de la herramienta y las fuerzas de corte, además de mejorar la calidad de la superficie en comparación con el corte en seco y húmedo convencional y MQL. En particular, el EMQL de -5 kV proporcionó el menor desgaste de la herramienta y la menor rugosidad de la superficie, con reducciones de hasta un 37 % y un 10 %, respectivamente, en comparación con las del corte MQL. Un trabajo similar (Shah et al., 2021), mostró en torneado de aceros 15-5 PHSS un 38% menos de desgaste en un sistema EMQL de 20 kV frente a MQL convencional. En (Reddy and Yang, 2010), el uso de EMQL para taladrado de acero SCM 440 mostró una reducción de las fuerzas de corte del 23,1% y una mejora de la rugosidad superficial del 25% en comparación con MQL.

Todos estos trabajos muestran que el uso del EMQL es una alternativa de interés donde la polaridad y la intensidad del voltaje empleados son variables a tener en cuenta para la aplicación a implementar. Un aspecto de gran interés en el uso de los sistemas EMQL es la capacidad de mejora en el proceso de atomización y mojado con respecto al sistema MQL. El sistema EMQL produce gotas de lubricante atomizado con diámetros uniformes y menores que los sistemas MQL (Huang et al., 2015), y esto junto, con la mayor capacidad de mojado y de llegada a la zona de corte debido a la carga eléctrica, permite disminuir los riesgos de neblina con efectos perjudiciales para la salud de los operarios. Según una reciente revisión realizada por Xu et al. (2022), las gotas cargadas obtenidas por atomización electrostática son más propensas a la atomización múltiple durante el transporte debido a la inestabilidad de la superficie, dando como resultado la reducción del tamaño de partícula (entre un 6% y un 48%) y una reducción de la tensión superficial y del ángulo de contacto (entre un 3,4% y un 72,4%).

Recientemente se han publicado artículos donde las dos variantes se emplean conjuntamente, empleándose el EMQL con nanopartículas en el lubricante. En Lv et al., 2018, se analiza el sistema EMQL empleando nanoplaquetas de grafeno (GPL). Los resultados experimentales mostraron que el lubricante EMQL con GPL redujo el coeficiente de fricción y mejoró el rendimiento de mecanizado en cuanto a desgaste de herramienta y rugosidad superficial en comparación con el lubricante MQL de GPL. Los mismos autores proponen en (Lv et al., 2021) el uso del sistema EMQL con nanopartículas de SiO₂ en fluido de corte en base agua, con objeto de mejorar el rendimiento del sistema en cuanto a capacidad de refrigeración a costa de un menor efecto lubricante.

4. Conclusiones

En el presente trabajo se ha llevado a cabo una extensa revisión de los avances en la aplicación de la técnica MQL sistema de lubricación en los procesos de mecanizado. De lo expuesto se puede concluir que esta novedosa técnica mejora notablemente a las técnicas convencionales (mediante taladrina con inundación y en seco) para un gran abanico de aleaciones, entre ellas la totalidad de férricas y fundiciones, e incluso en algunos casos de aleaciones de difícil mecanizado. En todos los casos se obtiene una reducción de las fuerzas de corte (menor consumo energético), una mayor vida de la herramienta y una mejor calidad superficial; y todo ello con un extremadamente bajo consumo de lubricante (5 - 20 ml/h en procesos de fresado). Asimismo, nuevas variantes del MQL, tales como NMQL (incorporando nanopartículas al lubricante) y la

EMQL (con cargas electrostáticas), mejoran aún más los resultados. Así, es posible la sustitución del mecanizado en húmedo con taladras en multitud de casos, además de preferible por los mejores resultados obtenidos, con lo que se evita la generación de grandes cantidades de taladras como residuo, cuya peligrosidad y complejidad y coste en su tratamiento como residuo hace que sea altamente deseable su no utilización, lográndose así un proceso de mecanizado mucho más limpio, y más verde por ello y por el menor consumo de materias y energía. Si a ello se añade el hecho de que los estudios realizados empleando como lubricante aceites de origen vegetal han conseguido resultados similares o mejores que los de en húmedo, la aplicación del MQL en este caso sería una técnica completamente sostenible en cuanto al recurso (aceite) utilizado.

Por todo ello, la tendencia futura en los procesos de mecanizado debería ir encaminada al uso de estas técnicas como sistema de lubricación, ya que la generación de residuos es casi nula, mejoran los resultados, dan lugar a procesos de mecanizado más limpios, más sostenibles y menos costosos.

Referencias

- Abellan-Nebot, J. V., Rogero, M.O., 2019. Sustainable machining of molds for tile industry by minimum quantity lubrication. *J Clean Prod* 240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118082>
- Boswell, B., Islam, M.N., Davies, I.J., Ginting, Y.R., Ong, A.K., 2017. A review identifying the effectiveness of minimum quantity lubrication (MQL) during conventional machining. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology* 92, 321–340. <https://doi.org/10.1007/s00170-017-0142-3>
- Cui, X., Li, C., Ding, W., Chen, Y., Mao, C., Xu, X., Liu, B., Wang, D., Li, H.N., Zhang, Y., Said, Z., Debnath, S., Jamil, M., Ali, H.M., Sharma, S., 2022. Minimum quantity lubrication machining of aeronautical materials using carbon group nanolubricant: From mechanisms to application. *Chinese Journal of Aeronautics*. <https://doi.org/10.1016/j.cja.2021.08.011>
- Dhar, N.R., Islam, M.W., Islam, S., Mithu, M.A.H., 2006. The influence of minimum quantity of lubrication on cutting temperature, chip and dimensional accuracy in turning AISI-1040 steel. *J Mater Process Technol* 171, 93–99.
- Greaves, I.A., 1997. Respiratory health of automobile workers exposed to metal working fluid aerosols: Respiratory symptoms. *Am J IndMed* 32, 450–459.
- Heidecker, D., 2019. El mecanizado en seco y el MQL, cada vez más demandados. *Revista Metalmecánica*.
- Hemmat Esfe, M., Bahiraei, M., Mir, A., 2020. Application of conventional and hybrid nanofluids in different machining processes: A critical review. *Adv Colloid Interface Sci*. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2020.102199>
- Huang, S., Lv, T., Wang, M., Xu, X., 2018a. Enhanced machining performance and lubrication mechanism of electrostatic minimum quantity lubrication-EMQL milling process. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology* 94, 655–666. <https://doi.org/10.1007/s00170-017-0935-4>
- Huang, S., Lv, T., Wang, M., Xu, X., 2018b. Effects of Machining and Oil Mist Parameters on Electrostatic Minimum Quantity Lubrication-EMQL Turning Process. *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing - Green Technology* 5, 317–326. <https://doi.org/10.1007/s40684-018-0034-5>
- Huang, S., Wang, Z., Yao, W., Xu, X., 2015. Tribological evaluation of contact-charged electrostatic spray lubrication as a new near-dry machining technique. *Tribol Int* 91, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.triboint.2015.06.029>
- Jason, Y.J.J., How, H.G., Teoh, Y.H., Chuah, H.G., 2020. A study on the tribological performance of nanolubricants. *Processes*. <https://doi.org/10.3390/pr8111372>
- Klocke, F., Eisenblaetter, G., 1997. Dry cutting. *CIRP Ann Manuf Technol*. [https://doi.org/10.1016/S0007-8506\(07\)60877-4](https://doi.org/10.1016/S0007-8506(07)60877-4)
- Kumar, P., Jafri, S.A.H., Bharti, P.K., Siddiqui, M.A., 2014. Study of Hazards Related To Cutting Fluids and Their Remedies 3, 1225–1229.
- Lawal, S.A., Choudhury, I.A., Nukman, Y., 2013. A critical assessment of lubrication techniques in machining processes: A case for minimum quantity lubrication using vegetable oil-based lubricant. *J Clean Prod* 41, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.10.016>

- Li, G., Yi, S., Li, N., Pan, W., Wen, C., Ding, S., 2019. Quantitative analysis of cooling and lubricating effects of graphene oxide nanofluids in machining titanium alloy Ti6Al4V. *J Mater Process Technol* 271, 584–598. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2019.04.035>
- Lv, T., Huang, S., Liu, E., Ma, Y., Xu, X., 2018. Tribological and machining characteristics of an electrostatic minimum quantity lubrication (EMQL) technology using graphene nano-lubricants as cutting fluids. *J Manuf Process* 34, 225–237. <https://doi.org/10.1016/j.jmapro.2018.06.016>
- Lv, T., Xu, X., Yu, A., Hu, X., 2021. Oil mist concentration and machining characteristics of SiO₂ water-based nano-lubricants in electrostatic minimum quantity lubrication-EMQL milling. *J Mater Process Technol* 290. <https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2020.116964>
- Machado, A.R., Wallbank, J., 1997. The effect of extremely low lubricant volumes in machining. *Wear* 210, 76–82.
- Marques, A., Paipa Suarez, M., Falco Sales, W., Rocha Machado, Á., 2019. Turning of Inconel 718 with whisker-reinforced ceramic tools applying vegetable-based cutting fluid mixed with solid lubricants by MQL. *J Mater Process Technol* 266, 530–543. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2018.11.032>
- Najiha, M.S., Rahman, M.M., Yusoff, A.R., 2016. Environmental impacts and hazards associated with metal working fluids and recent advances in the sustainable systems: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 60, 1008–1031. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.065>
- Patel, Y.S., Subhedar, D., Ramani, B., 2018. Investigation of Nanofluid as a Coolant for Different Machining Process-A Review.
- Patole, P.B., Kulkarni, V. v., Bhatwadekar, S.G., 2021. MQL Machining with nano fluid: A review. *ManufRev (Les Ulis)*. <https://doi.org/10.1051/mfreview/2021011>
- Pereira, O., Fernández, A.I., Barreiro J., 2013. El estado del arte del MQL. Alternativas al mecanizado con taladrina. *Revista Metalmecánica*.
- Qin, S., Li, Z., Guo, G., An, Q., Chen, M., Ming, W., 2016. Analysis of minimum quantity lubrication (MQL) for different coating tools during turning of TC11 titanium alloy. *Materials* 9, 804.
- Reddy, N.S.K., Yang, M., 2010. Development of an electro static lubrication system for drilling of SCM 440 steel. *Proc Inst Mech Eng B J Eng Manuf* 224, 217–224.
- Shah, P., Gadkari, A., Sharma, A., Shokrani, A., Khanna, N., 2021. Comparison of machining performance under MQL and ultra-high voltage EMQL conditions based on tribological properties. *Tribol Int* 153. <https://doi.org/10.1016/j.triboint.2020.106595>
- Sharma, K.A., Tiwari, A.K., Dixit, A.R., 2015. Mechanism of Nanoparticles functioning and Effects in Machining Processes: A review, in: *Materials Today: Proceedings*. Elsevier Ltd, pp. 3539–3544. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2015.07.331>
- Suda, S., Yokota, H., Inasaki, I., Wakabayashi, T., 2002. A synthetic ester as an optimal cutting fluid for minimal quantity lubrication machining. *CIRP Annals* 51, 95–98.
- Tai, B.L., Stephenson, D.A., Furness, R.J., Shih, A.J., 2014. Minimum quantity lubrication (MQL) in automotive powertrain machining, in: *Procedia CIRP*. Elsevier, pp. 523–528. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2014.03.044>
- Walker, T., 2018. Minimum Quantity Lubrication (MQL): Benefits and lessons learned for production implementation – IMTS 2018 Conferences. <https://www.aerospacemanufacturinganddesign.com/media/minimum-quantity-lubrication-imts-unist-111418/>.
- Warfield, B., n.d. Minimal Quantity Lubrication and Dry Machining. <https://www.cnccookbook.com/minimal-quantity-lubrication-and-dry-machining-easy-guide/>.
- Xu, W., Li, C.H., Zhang, Y., Ali, H.M., Sharma, S., Li, R., Yang, M., Gao, T., Liu, M., Wang, X., others, 2022. Electrostatic atomization minimum quantity lubrication machining: from mechanism to application. *International Journal of Extreme Manufacturing*.
- Zhang, Y., Li, C., Jia, D., Li, B., Wang, Y., Yang, M., Hou, Y., Zhang, X., 2016. Experimental study on the effect of nanoparticle concentration on the lubricating property of nanofluids for MQL grinding of Ni-based alloy. *J Mater Process Technol* 232, 100–115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2016.01.031>

RECOGIDA DE RSU: ANÁLISIS DEL SERVICIO ACTUAL E IMPLANTACIÓN DE LA RECOGIDA SELECTIVA DE BIORRESIDUOS EN UN MUNICIPIO ESPAÑOL DE TAMAÑO INTERMEDIO

Ibarra Peláez, Kiara*; Lobo García de Cortázar, Amaya; Esteban García, Ana Lorena

¹Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España

*kiara.ibarra@alumnos.unican.es

Resumen

El presente trabajo consta de dos partes, la primera tiene como finalidad estudiar el sistema actual de recogida de residuos sólidos urbanos de un término municipal de 172.000 habitantes repartidos en 35 km² situado en España. En la segunda parte, se propone la implantación de la recogida selectiva de los biorresiduos para dar cumplimiento a la Directiva 2018/851/CE sobre los residuos, donde se establece que todos los Estados miembros garantizarán la recogida selectiva de los biorresiduos antes del 31 de diciembre del año 2023.

En primer lugar, se realiza un análisis técnico del sistema de recogida actual, evaluando detalladamente las ubicaciones de los contenedores actuales con Sistemas de Información Geográfica (GIS), analizando los datos de recogida de residuos de todas las fracciones (envases, papel-cartón, vidrio y resto) y con ello poder detectar carencias en el sistema para realizar una propuesta que aporte mejoras al servicio.

En cuanto a la fracción orgánica, se analiza el desempeño de los sistemas de recogida selectiva que han sido instalados en ciudades europeas y españolas. De acuerdo con esta información, se determina qué sistema se adapta a la recogida actual de la zona de estudio, se evalúa técnicamente y se diseña el servicio de recogida.

Finalmente, se obtiene un servicio de recogida optimizado para los ciudadanos y acorde con los requerimientos legales en el ámbito comunitario y nacional.

Palabras clave: recogida selectiva, residuos municipales, biorresiduos, gestión

1. Introducción

La *Ley 7/2022 de residuos, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular*, plantea la consecución de nuevos objetivos de generación y recogida separada, que hacen replantear la efectividad de los sistemas que actualmente son utilizados por las autoridades municipales para la recogida y gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU). Las nuevas medidas que se deben adoptar son exigentes y sirven de base para lograr mejores prácticas, y con la implantación de la recogida selectiva de biorresiduos, encaminar la gestión de los residuos hacia la economía circular.

En el año 2022 en la zona de estudio, solo un 13% del total de los residuos municipales generados se recogieron de forma separada en las fracciones de envases, papel-cartón y vidrio (Ayuntamiento, 2022). Dicho porcentaje está muy por debajo de los objetivos planteados en la legislación vigente (50% en las fracciones de papel-cartón, plástico, vidrio, metales, biorresiduos u otras fracciones reciclables), por lo que se plantea como motivación principal del presente estudio. Se pretende analizar el sistema que está implantado en esta ciudad española para dar servicio a 172.000 habitantes (ICANE, 2022) y proponer mejoras que finalmente ayuden a reducir las toneladas de residuos que se destinan a vertedero.

Actualmente, los biorresiduos no forman parte del sistema de recogida selectiva en esta ciudad española, por lo que se está perdiendo un recurso que puede ser de gran utilidad. En los últimos datos registrados de la recogida selectiva, el 78% del total de los RSU es depositado en la fracción resto (Ayuntamiento, 2022) y se estima que casi la mitad pertenece a residuos orgánicos (Plan de Residuos de la Comunidad autónoma 2017-2023). Por lo anterior, se considera que la recogida selectiva de biorresiduos gana importancia en cuanto a peso para alcanzar los objetivos, sin tener en cuenta aún la parte orgánica depositada en las otras fracciones.

Por otro lado, y para alcanzar los objetivos, es fundamental dar conocimiento a los ciudadanos de la importancia de separar los residuos en general, pero, sobre todo dar a conocer la utilidad de segregar los biorresiduos. La transformación en compost para mejorar la calidad de los suelos y así evitar su depósito en vertedero (y reducir las emisiones de gases efecto invernadero), son algunas de las ventajas de tener implantado la recogida selectiva de la materia orgánica y su gestión.

Actualmente, la mayoría de los países europeos ya han implantado la recogida selectiva de biorresiduos en sus territorios y, en España, la comunidad autónoma de Cataluña tiene un modelo de recogida selectiva de biorresiduos implantado en casi la totalidad del territorio (98% de la población) (MAGRAMA, 2013). Otras comunidades como Navarra y País Vasco han presentado avances importantes en los últimos años, ya sea con la implantación directa del servicio o con experiencias piloto, con el fin de conseguir los objetivos planteados para el 2024 por la Directiva Europea. Además, con la entrada en vigor de la nueva Ley de Residuos en abril de 2022 y sus exigencias, muchas localidades españolas han buscado un acercamiento a la recogida selectiva y gestión de los biorresiduos.

En base a lo anterior, este trabajo se enfoca en dar soluciones a nivel técnico y operativo en el sistema de recogida actual en esta ciudad española. Se pretende recalcar la importancia de incluir la fracción de biorresiduos en el sistema actual y se establecen directrices para implantar su recogida selectiva.

2. Metodología

Para conseguir los objetivos que se plantean en este proyecto, ha sido necesario cumplimentar las siguientes fases fundamentales:

2.1. Recopilación de información:

Para realizar una caracterización del servicio actual de recogida de RSU, se consultó información relativa a qué sistema está implantado y los recursos utilizados para su recogida y gestión, incluyendo medios técnicos y humanos. Según el sistema utilizado, se solicitó detalles de la ubicación de contenedores, así como el tipo de residuo que recogen, tipo de contenedor, la capacidad de cada uno y la frecuencia de vaciado. Además, se consultaron las cantidades de residuos recogidos y si existe alguna caracterización actual de los mismos.

Adicionalmente, se adquirió la cartografía necesaria para la zona de estudio: distritos y secciones censales (Ayuntamiento), ortofotos PNOA máxima actualidad ETRS89 (Centro de Descargas (CNIG)), usos del suelo (Centro de Descargas (CNIG)), datos catastrales (parcelas, construcciones, etc.) (Sede Electrónica de Catastro), portales (Cartociudad) y red de transporte (Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio en Universidad de Cantabria).

Así mismo, este trabajo se apoya en casos de estudio para la implantación de la fracción orgánica. Esto ha supuesto una búsqueda exhaustiva de experiencias tanto en ciudades españolas como europeas.

2.2. Análisis y diagnóstico

Esta fase supone un análisis del servicio que se está prestando actualmente, analizando la ratio habitante/contenedor y si se cubre la demanda. Para ello, se determinó cuantos habitantes hay en cada portal de la ciudad por medio de cartografía con GIS. Se han ubicado los portales pertenecientes a suelos

de usos residenciales y se ha realizado una distribución media según los habitantes de cada distrito de la ciudad. Seguido, con la herramienta *Create Thiessen Polygons* (análisis de proximidad) se han analizado los portales que están más cerca de cada contenedor y con ello, se han obtenido los habitantes servidos por cada uno. Con este dato y con la tasa de recogida diaria (TRD) en la ciudad, se ha determinado que contenedores se encuentran “saturados” o cuáles no cubren las necesidades de la población a la que sirven, teniendo en cuenta la ecuación (1).

$$\text{Volumen (L)} = \frac{\text{Habitantes} * \text{TRD (kg/hab/día)} * \text{días de acumulación}}{d \text{ (kg/m}^3\text{)}} * 1000 \quad (1)$$

Donde d es la densidad del residuo en contenedor sin compactar. Este volumen pertenece a la situación media, por lo que se ha analizado también en la situación punta (época estival) por medio de un factor punta diario Fpd. Finalmente, con este volumen necesario y el volumen instalado, se ha determinado el porcentaje de llenado de cada contenedor en las dos situaciones.

2.3. Propuesta de mejora del servicio actual

En esta fase se han analizado las ubicaciones de los contenedores que resultaron insuficientes y dependiendo de la necesidad, se ha propuesto aumentar la frecuencia de vaciado o el volumen disponible en dicha área de aportación, ya sea por medio de cambio de contenedor o de adicionar uno nuevo. Lo anterior teniendo en cuenta la disponibilidad de espacio en las aceras ya que, si no es posible el aumento de volumen, se estudia la posibilidad de crear una nueva área de aportación en un espacio cercano para complementar las necesidades de contenerización.

Para comprobar que son suficientes los cambios que se proponen, se ha realizado el análisis en GIS nuevamente y se repite el proceso hasta que se obtenga la completa cobertura de la demanda¹.

2.4. Propuesta de implantación de recogida de biorresiduos

Se analizaron los diferentes modelos implantados en ciudades europeas que han tenido éxito, además de localidades españolas que han optado por la implantación de esta recogida o mínimamente han puesto en marcha una experiencia piloto. En base al desempeño de estas recogidas, se seleccionó la prerrrecogida que mejor se adapta a la ciudad y a su modelo actual de gestión de RSU.

El diseño se realizó en base a una población proyectada en los próximos 5 años, con la cual también se proyecta los residuos generados. La tasa de recogida (TRD) de biorresiduos se calculó en base a la tasa de generación (TGD), el grado de fraccionamiento de la recogida (GF) y, además, se ve afectada por un coeficiente de variación de recogida (C_{vr}) que, a su vez, depende de la frecuencia de vaciado del contenedor y un coeficiente de seguridad (C_s) (Gallardo, 2000).

$$\text{TRD} = \text{TGD} * C_{vr} * C_s * \text{GF} \quad (3)$$

Por otro lado, para determinar la composición de los residuos y el GF, se ha recurrido a los datos de recogida aportados por el Ayuntamiento. El porcentaje de dicha composición perteneciente a los biorresiduos se calculó teniendo en cuenta la materia orgánica existente en la fracción resto, según la composición media de la Comunidad Autónoma, ya que no existen datos específicos de la ciudad estudio.

2.5. Análisis de resultados

Para establecer conclusiones en este proyecto, se realizó una comparativa de los parámetros actuales del sistema y los que se obtendrían con la propuesta para mejorar el servicio actual. Por otro lado, se analizaron los diferentes sistemas de recogida para determinar cuál se adapta favorablemente a la recogida de RSU de la ciudad y formular dichas conclusiones.

¹ Esta propuesta se ha realizado para los flujos de residuos de envases ligeros y papel-cartón.

3. Generalidades

3.1. Ámbito de aplicación

El área de estudio comprende 172.000 habitantes (ICANE, 2022). Adicionalmente, esta ciudad española tiene un alto porcentaje de población estacional al ser una ciudad costera. Aunque actualmente no existen cifras oficiales de dicha población, se estima que la cifra ronda los 415.000 habitantes según medios de comunicación.

La ciudad de esta dividida en 8 distritos, de los cuales 1-2-3-4-6-7 representan las zonas con mayor densidad poblacional. Estas zonas están compuestas, en su mayoría, por edificios residenciales y viviendas colectivas. El distrito N°8 representa la zona con núcleos más dispersos, que en su mayoría son viviendas unifamiliares o viviendas no colectivas, por ende, menor densidad poblacional. Así mismo, en el distrito 1 se encuentra una zona de carácter comercial muy marcado, y el distrito 4 destaca por la presencia de hoteles y zonas de ocio.

Este estudio se centra en la recogida de residuos domiciliarios-comerciales (RSU) en un periodo de aplicación de 5 años.

3.2. Sistema de recogida de RSU

El sistema de recogida en esta ciudad comprende las fracciones de vidrio, envases ligeros (EELL), papel-cartón (PyC) y la fracción resto (FR) y, además, se realiza la recogida de textiles en contenedor.

Por otro lado, se realiza recogida de residuos especiales como voluminosos de forma puntual a demanda. En cuanto a puntos limpios, la ciudad cuenta con un (1) Punto Limpio fijo y cuatro (4) Puntos Limpios Móviles.

3.3. Contenerización actual

Para obtener la dotación de contenedores de recogida de RSU en la ciudad, se acudió al Ayuntamiento para obtener información actualizada. De ello se obtuvo un listado con las coordenadas de cada contenedor instalado en calle e información de relevancia como en qué calle y tramo se ubican, además del distrito, sector y a qué fracción pertenecen. Las fracciones recogidas en ese listado son EELL, PyC y FR.

De un total de 2.989 contenedores, se encontró que el 7,9% de ellos (238 contenedores) no tienen los datos de coordenadas y en su lugar, la casilla está marcada como <<Null>> dificultando su ubicación. Para resolver esta incidencia, se revisaron uno a uno los contenedores por medio de la función *Street View* de *Google Maps* y sus imágenes actualizadas con la información de la calle y tramo y, de los que no se pudo comprobar la existencia del contenedor, se procedió a la comprobación en campo.

Con ayuda de ArcMap, componente del programa ArcGIS, se ubican todas las coordenadas sobre las Ortofotos de Santander ETRS89 y se pudo detectar que muchas de las coordenadas estaban con una ubicación ligeramente o muy diferente a la ubicación real del contenedor. Por ello, se reubicaron los puntos para obtener un listado con coordenadas más precisas, siempre con un margen de error, pero esta vez mucho más pequeño, de tal manera que las áreas de aportación quedan mejor ubicadas y agrupadas. Por otro lado, se encontraron contenedores instalados en aceras que no estaban en el listado proporcionado.

Se realizaron las correcciones pertinentes para obtener un listado actualizado con un total de 3.032 contenedores repartidos entre las fracciones de EELL, PyC y FR. La Tabla 1 muestra la dotación actual de contenedores y su frecuencia de vaciado.

Tabla 1. Dotación actual de contenedores

Contenedores en Acera				
	Nº contenedores	Fracción	Volumen	Frecuencia de recogida
Contenedores de carga lateral	586	EELL	3200L/2400L	2 a 4 veces por semana
	592	PyC	3200L/2400L	2 a 4 veces por semana
	1854	FR	3200L/2400L	Diaria
	676	Vidrio	2700L/3000L/4000L	
Contenedores Soterrados				
	Nº Contenedores	Fracción		
Contenedores con accionamiento mecánico y manual	308	EELL, PyC, FR, Vidrio		
Recogida Neumática				
	Buzones	Fracción		
Barrio de Castilla – Hermida Zona Calle Alta	253	EELL, PyC, FR		

3.4. Recogida de RSU en 2022

Las cantidades generadas en 2022 de envases ligeros, papel-cartón, vidrio y resto son proporcionados por el Ayuntamiento y Ecodivrio. Los datos pertenecen al periodo enero-diciembre del año 2022.

En 2022 se recogieron 70.130.219 kg de residuos sólidos urbanos que se traducen en una tasa de generación de *1,12 kg/hab/día*. De este total, recogidos de forma selectiva en acera pertenecen 2.358.740kg de envases ligeros (0,04 kg/hab/día), 3.457.454kg de papel-cartón (0,06 kg/hab/día), 3.372.685kg de vidrio² (0,05 kg/hab/día) y 54.989.900 kg del contenedor resto (0,088 kg/ha/día), un 13% del total con una tasa de recogida de *1,02 kg/hab/día*.

Con esta información se calcula el factor punta mensual para el año 2022, resultando para envases 1,22, papel-cartón 1,02 y fracción resto 1,12. Para el análisis se toma un factor punta diario (Fpd) del lado de la seguridad (EELL=1,2, PyC=1,1, FR=1,12).

4. Resultados

4.1. Modelo de recogida de RSU actual

Para la fracción de EELL, cerca del 86% tienen un porcentaje de llenado máximo menor al 70% en la situación punta. Por el contrario, en la situación media el 76% de los contenedores se encuentran por debajo del 70% de llenado. Por otro lado, en las dos situaciones, menos del 8% del total de los contenedores se encuentran saturados.

En cuanto a la fracción de PyC, cerca del 1% de los contenedores superan su capacidad en época estival y el resto del año. Por el contrario, el 96%-97% de los contenedores no superan el 70% de llenado en las dos situaciones. Como era de esperar, en la temporada estival se tiene un mayor número de contenedores saturados en las dos fracciones. Y finalmente, la capacidad disponible en la FR es alta. Menos del 1% de los contenedores superan su capacidad total durante los dos periodos analizados.

En las figuras 1 y 2 se puede observar que los contenedores que requieren mayor disponibilidad están situados en las zonas centrales y la fracción con mayor incidencia es la de envases ligeros.

² No existen datos de recogida de vidrio para el 2022. Se toma como valor el del 2021 manteniendo la hipótesis de que no varían las costumbres sociales ni la economía, lo que pueda afectar en la generación.



Figura 1. Análisis de contenedores de EELL por medio de los Polígonos de Thiessen



Figura 2. Análisis de contenedores de PyC por medio de los Polígonos de Thiessen

Tras el análisis, se tomaron las siguientes medidas para mejorar el servicio:

Alternativa 1: aumentar la frecuencia de vaciado y así aumentar la capacidad disponible. La frecuencia pasa de 2 a 3 días por semana y de 4 a 5, siendo 4 el máximo para el Distrito 8 y 5 para el resto de Los distritos en las fracciones de EELL y PyC. Como resultado, se obtiene que el 52,5% necesita una frecuencia mayor en la época estival y el 47,5% restante se mantiene por debajo del límite en verano, con la misma frecuencia del resto del año.

Alternativa 2: los contenedores saturados se reemplazar por uno de mayor volumen. Si no es posible, se plantea la instalación de nuevos contenedores en las cercanías para cubrir la población necesitada. En total, se propone el aumento de volumen para 46 contenedores de las fracciones EELL y PyC. Además, la instalación de 38 contenedores nuevos. Se instalarán dieciocho (18) contenedores de 2.400L y cuatro (4) de 3.200 L para la fracción de EELL y doce (12) de 2.400 L y cuatro de 3.200 L para PyC.

En total, con la implantación de esta alternativa, se aumenta el volumen disponible en 88.800 L para EELL y 45.600 L para PyC, los cuales corresponden a un 4,3% adicional a lo instalado actualmente para el total de las dos fracciones.

Cabe destacar que para la FR no se realizan cambios en los contenedores que requieren mayor volumen, ya que, al implantar la fracción orgánica, se espera que la cantidad de residuos en él disminuya considerablemente.

4.2. Implantación de la fracción orgánica

Inicialmente, se realiza la proyección de la población y de los residuos. El modelo resultante muestra una tendencia decreciente para ambos, por lo que se trabaja dentro de la seguridad con los datos de 2022.

El sistema que mejor se puede adaptar a la recogida de RSU actual es el quinto contenedor de carga lateral de 2.400L. Para un primer acercamiento, se decide instalar un contenedor de biorresiduos donde exista por lo menos uno (1) de la FR. Si en el área de aportación hay más de uno de la FR, se elimina uno y se coloca uno de biorresiduos. Con esta red de contenedores, se realiza el mismo análisis que se ha hecho para el sistema actual de EELL y PyC por medio de los Polígonos de Thiessen, con una TRD de diseño. El coeficiente de la renta se toma el perteneciente a la clase media, ya que el 90,5% de las secciones censales pertenecen a este rango (INE, 2020). Por otro lado, no existen datos que describan la variación en la generación de acuerdo con la actividad económica que se realice. Este coeficiente se toma igual a 1 y el coeficiente punta se toma 1,2 (ver apartado 3.4).

Para calcular la TRD, se toma 1,34 para el coeficiente de variación (Cvr) según la frecuencia escogida (Fr) 6/7 (Gallardo, 2000). Por otro lado, se toma un coeficiente de seguridad (Cs) de 1,2 según la punta mensual (ver apartado 3.4). la Tabla 2 muestra el resultado para la TRD de biorresiduos.

Tabla 2. Tasa de recogida de biorresiduos

TGD (kg/hab/día)	Cr	Cae	Cp	TGD final (kg/hab/día)	Cvr	Cs	GF	Fr	TRD (kg/hab/día)
1,02	1,075	1	1,2	1,31	1,34	1,2	38,56	6/7	0,95

Se han estudiado dos escenarios. Uno con la hipótesis de que se recoge todo lo que se genera y otro donde se recoge el 28% de lo generado, en miras de alcanzar los objetivos planteados por la Ley 7/2022 para 2035 (se recoge el 50% de lo generado).

La Figura 3 muestra que en la zona centro, mayoritariamente se supera la capacidad. En total el 24% de los contenedores superan el 100% de llenado en dos días. El resto de los contenedores están en un rango del 50% al 100% de su capacidad en el escenario 1. Por otro lado, en la Figura 4 se observa que solo el 0,2% superan su capacidad exigida en el escenario 2, en este caso más del 90% de los contenedores están por debajo del 50% de llenado.

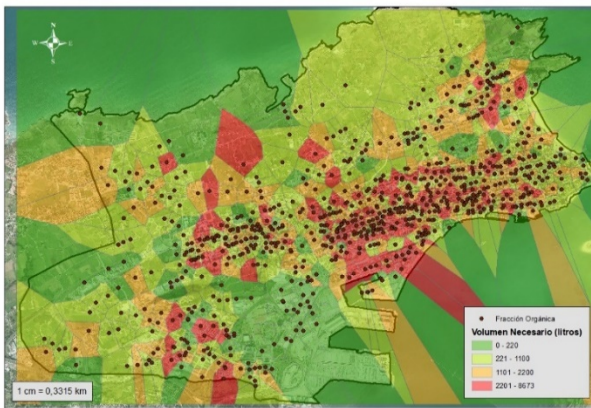


Figura 3. Escenario 1 de recogida de biorresiduos

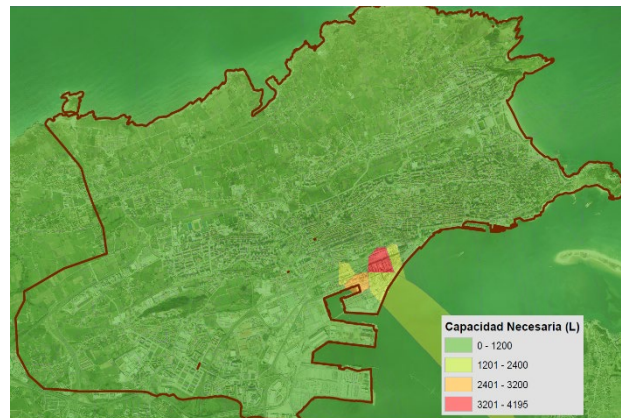


Figura 4. Escenario 2 de recogida de biorresiduos

Por lo que se propone complementar el servicio con la recogida PaP en las zonas donde el espacio disponible es limitado, además, este sistema también se empleará para el canal HORECA.

Para la recogida PaP en domicilios, el Ayuntamiento debe suministrar a las familias de un cubo aireado de 7 a 10L y bolsas compostables para su segregación en origen. En las zonas donde el contenedor no llegaría a más del 50% de su capacidad, instalar contenedores más pequeños (240 o 360 litros). En dichas zonas se recogería con la misma tipología de vehículo que recoge por medio del sistema PaP, para no afectar la recogida actual de carga lateral. En la Figura 5 se observa la distribución de los sistemas de recogida.

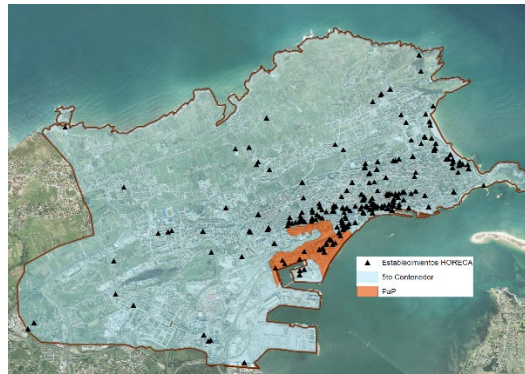


Figura 5. Distribución de los sistemas de recogida selectiva de biorresiduos en la ciudad

En la zona delimitada para la recogida PaP domiciliaria, se realiza la recogida selectiva neumática de los RSU actualmente. En el resto de la ciudad se empleará la recogida por medio del 5º contenedor. Adicionalmente, se presenta la ubicación de los grandes generadores, pertenecientes al canal HORECA.

5. Conclusiones

Como se ha comentado en el apartado de resultados, la fracción que se encuentra más deficiente en el servicio es la de envases, aún con alta frecuencia de vaciado, supera la capacidad exigida por los habitantes servidos. Al final las zonas más afectadas son las más densas poblacionalmente. En un futuro se puede evaluar otros tipos de recogida para estas zonas céntricas o historias, como la recogida PaP para envases y papel-cartón o vidrio. Por otro lado, se destaca la utilidad de los GIS para el análisis de proximidad de la contenerización por medio de los Polígonos de Thiessen y así determinar los habitantes servidos por contenedor.

Es importante comentar la importancia del compromiso de los ciudadanos para alcanzar el objetivo del 50% de recogida selectiva marcado por la nueva Ley de residuos, ya que la optimización de la contenerización es suficiente para ello. Por esto, todo servicio de recogida o nueva implantación debe estar acompañado de campañas de información y concienciación.

En cuanto a la recogida de biorresiduos, se ha identificado la necesidad de compatibilizar dos sistemas de recogida diferentes: uno adaptado al sistema implantado en la actualidad, que implica la instalación de nuevos contenedores, y la recogida PaP en algunas zonas de gran densidad de población y tráfico, y escasa disponibilidad en calle. Por otro lado, no se espera un alto porcentaje de depósito en la primera fase, ya que los ciudadanos deben acostumbrarse al servicio, pero en una fase posterior a la implantación y a este trabajo, se puede evaluar la posibilidad de implantar el control de la apertura de los contenedores de biorresiduos, ya que se ha demostrado que de esta manera la calidad del residuo es superior (Agencia de residuos de Cataluña, 2020).

6. Referencias

Agencia de residuos de Cataluña. (2020). Guía y experiencias de referencia para la implantación de la recogida selectiva de residuos municipales.

Gallardo, A., 2000. Metodología para el Diseño de Redes de Recogida Selectiva de RSU Utilizando Sistemas de Información Geográfica. Creación de una Base de Datos Aplicable a España. Valencia, febrero de 2000.

Instituto Nacional de Estadística. Cifras de Población y Censos demográficos. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254734710984 (acceso 22/03/2023).

MAGRAMA. (2013). Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. Recuperado el Febrero de 2022, de <http://publicacionesoficiales.boe.es>

Plan de Residuos de la Comunidad Autónoma 2017-2023. Gobierno, Consejería de Universidades e Investigación, Medio Ambiente y Política Social. Año 2017.

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN BAJO CONDICIONES CONTROLADAS DE COMPOSTAJE DE POPOTES BIODEGRADABLES.

Zaragoza Menchaca, Lariza^{1*}; Vázquez Morillas, Alethia²; Tecorralco Bobadilla, Ana³

¹Area de investigación Tecnologías Sustentables, Universidad Autónoma Metropolitana, México

*larizaragoza@gmail.com

Resumen

Los plásticos biodegradables surgieron como una de las soluciones a la alta generación de residuos plásticos y su mala disposición. En esta investigación se realizó el análisis de biodegradación de popotes (paja, pitillo, sorbete) autodenominados como biodegradables, fabricados con fécula de maíz, semilla de aguacate y fibra de agave, usando polipropileno como testigo, bajo condiciones controladas de compostaje y lombricompostaje, con el fin de comprobar si efectivamente se biodegradaban en un proceso real de compostaje. La degradación se evaluó durante 90 días mediante el monitoreo de cambios de color, masa, porcentaje de elongación a la ruptura, cálculo del índice de carbonilo a través de FTIR y fragmentación visible. Las muestras de fécula de maíz presentaron fragmentación desde los primeros 15 días. Las fabricadas con semilla de aguacate presentaron mayor cambio en factores físicos, disminuyó hasta una cuarta parte su porcentaje de elongación a la ruptura, presentaron fragmentación en forma de agujeros y de manera estructural se verificó una degradación parcial calculando el índice de carbonilo. En los popotes de fibra de agave no se observaron cambios relevantes en factores físicos, ni en degradación mecánica. Transcurridos los 90 días de exposición no se observó una degradación completa de ninguno de los popotes, por lo que no puede garantizarse que se biodegradarán en condiciones reales. En cuanto a las compostas, a pesar de su contacto directo con los popotes, no se presentó alguna anomalía o parámetros fuera de rango.

Palabras clave: popotes biodegradables; composta; degradación; residuos plásticos.

1. Introducción

En 2019, la generación global de plástico fue aproximadamente de 400 millones de toneladas, donde solo el 9 % de los residuos plásticos se reciclaron y, aproximadamente el 19 % fueron incinerados, aportando así, junto con su producción un 3,4 % de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, 50 % concluyeron su vida útil en vertederos y 22 % en medios acuáticos o terrestres. 9,1 millones de toneladas de desechos plásticos se filtraron en ambientes acuáticos y 1,7 millones de toneladas fluyeron hacia los océanos (RETEMA, 2022).

Como reflejo a estos problemas ambientales, países en todo el mundo están implementando medidas para disminuir el uso de plásticos de un solo uso. En México, se han realizado cambios legislativos; específicamente en la Ciudad de México, tales como, adición de fracciones a la Ley General de Residuos Sólidos Urbanos, donde se prohíbe la venta, comercialización, distribución y entrega de productos plásticos desechables de un solo uso. Ejemplo de ello son los popotes (pitillos); donde, se ha estimado que una persona consume alrededor de 38 mil unidades a lo largo de su vida (SEMARNAT, 2019).

El uso excesivo de los plásticos por parte de la población, en domicilios y en restaurantes, hace llegar millones de popotes a distintos cuerpos de aguas, donde son confundidos con alimento por una gran variedad de especies marinas. Los popotes pesan, aproximadamente 0.42 gramos, los cuales suman

alrededor de 2,000 toneladas de los casi 9 millones de toneladas de desechos plásticos que anualmente llegan al mar (Borestein, 2018).

Frente a este problema, la industria de los popotes ha buscado alternativas reciclables, biodegradables y bio-basadas, a partir de derivados del cartón, metal, fibras de bambú, biopolímeros, entre otros. La sustitución de materia prima a fuentes naturales y ecológicas nos conduce a la necesidad del análisis de la biodegradabilidad de estos productos, por ello, en el presente trabajo se propuso analizar la biodegradabilidad de popotes elaborados de semilla de aguacate, fécula de maíz y de agave, bajo condiciones controladas de compostaje.

2. Metodología

2.1 Caracterización y preparación de materiales

- Se caracterizaron popotes de agave, semilla de aguacate, fécula de maíz y polipropileno, éste último fue utilizado como testigo y se colocaron dos de cada tipo en sacos de malla 100 % poliéster de 5 mm de abertura y de diferentes colores (para facilitar la toma de muestra dentro de los biorreactores), y así identificar cada tipo de popote. A los días 15, 30, 60 y 90 se sustrajeron 10 piezas de cada tipo de popote en ambos tipos de composta (50 % residuos de cocina y la composta con excremento de vaca) y se caracterizaron con los siguientes parámetros:
- Cambio de masa, se pesó cada uno de ellos y se calculó un valor promedio de los datos obtenidos.
- Color, este solo se realizó la comparación del color de los popotes al inicio del composteo y al final (después de los 90 días).
- Medición de elongación de ruptura se llevó a cabo en el equipo LF plus, y se utilizó el programa NEXYGEN plus para obtener el valor del porcentaje de elongación hasta su ruptura.
- Degradación evidenciada por fragmentación se llevó a cabo de manera visual, si el popote se fragmentó o presentó una ruptura de manera física. Se logró observar mejor en un microscopio.
- Cambios en la estructura química, mediante FTIR, a través de la medición del índice de carbonilo. Este parámetro adimensional relaciona la proporción de enlaces C-O y C=O en un material, y su límite inferior es cero (no hay límite superior); su incremento indica la oxidación, por lo que se usa como un indicador de degradación.

2.2 Composteo en biorreactores

Para la construcción de los biorreactores se utilizaron 4 tambos de 200L, los cuales se forraron con bajo alfombra para almacenar y tener más control de la temperatura al interior, debido al clima frío de la zona. Los tambos fueron perforados para captar los lixiviados en canaletas de PVC.

Los biorreactores se llenaron con residuos de cocina, paja, hojarasca, poda fresca y, en su caso, excremento de vaca, la cual fue recolectada de una lechería y los residuos orgánicos de verdulerías y fruterías de un mercado, mismos que se cortaron en trozos de aproximadamente 5 - 10 cm.

La proporción porcentual de cada sustrato se adicionó para que la mezcla tuviera una relación carbono/nitrógeno de 30:1 e iniciar el proceso de compostaje para posteriormente sacar las muestras a los 15, 30, 60 y 90 días. Se realizó aireación manual diaria durante un mes, posterior a esto, una vez por semana durante un mes y después cada diez días por cuatro meses, esto se llevó a cabo para completar la maduración de la composta y posteriormente realizar pruebas de laboratorio para su análisis de calidad, además se llevó a cabo la prueba de puño a las compostas los días de aireación, para tener controlada la humedad en un 60 %. Durante un mes, se tomó la temperatura diaria con un termómetro de vástago largo, posterior una vez por semana durante los 2 meses restantes, en 9 puntos distintos a diferentes niveles de profundidad, superficial (aproximadamente a 2 cm de la superficie), punto medio y en la parte más profunda (2 cm del fondo del biorreactor), lado izquierdo, derecho y centro dentro del biorreactor.

Se midió el pH cada 3 días durante un mes, posterior 1 vez por semana durante un mes, después cada 10 días durante 2 meses, por último 1 vez al mes por 3 meses, para ello se tomó una muestra de diez gramos de cada uno de los biorreactores, se licuó con 100 mL de agua destilada por 20 segundos y se realizó la medición a la mezcla resultante con un medidor de pH digital marca GuDoQi.

Se llevó a cabo el desmontaje de las compostas transcurridos los 6 meses, se tomó una muestra aproximadamente de 1 kg de cada una de las compostas para su caracterización en laboratorio y el resto se tamizó. Se caracterizó la composta resultante de acuerdo con el apartado 6.4, tabla 2 de la NADF-020-AMBT-2011 (SEMARNAT, 2012), con la caracterización se evaluó la calidad de las compostas y el efecto de los popotes en ellas.

2.3 Montaje de lombricomposta

El montaje de la lombricomposta se realizó en cajas de plástico de 56 x 37 x 33 cm, se utilizó una caja para los popotes de agave, una para el de semilla de aguacate, otra para el de fécula de maíz y otra para los de polipropileno. En cada compostera se colocó al fondo una capa aproximadamente de 10 cm de paja, 20 sacos con 2 popotes cada uno del respectivo tipo de popote y se cubrió con una mezcla de excremento de vaca (40 %) y tierra (60 %). Se introdujo un núcleo (un kilo aproximadamente) de lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*) en cada caja y se cubrió con un poco de tierra.

Se alimentó a las lombrices con residuos de cocina una vez cada quince días. Se revisó la humedad para mantenerla al 80 %, si se requería aumentarla, se adicionó lixiviado generado de estas mismas, recolectado con tubo de PVC; la posición las cajas fue en ángulo de 10° para su fácil recolección.

Se tomaron muestras de 10 popotes (5 sacos) de cada una de las cajas a los 15, 30, 60 y 90 días. Se realizó la caracterización de los popotes con los métodos descritos previamente. Al día 90 se llevó a cabo el desmontaje de las lombricompostas en el mes de octubre.

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de la calidad del hummus y la degradación de los popotes en este tipo de composteo.

3. Resultados y discusión

A continuación, se describen los resultados obtenidos al inicio del estudio y transcurridos los 3 meses de exposición de los popotes en las compostas.

3.1 Caracterización de popotes

Se realizó la caracterización inicial de los popotes, se midió las dimensiones, masa y color, los resultados se presentan en la Tabla 1. El diámetro y la longitud al final del proceso no se pudieron medir ya que se tuvo fragmentación y deformación de las muestras.

Tabla 1. Caracterización inicial de los popotes

Tipo de popote	Diámetro exterior (cm)	Longitud (cm)	Masa inicial (g)
Fécula de maíz	0.5	19.7	0.66
Semilla de aguacate	0.5	24.5	1.73
Fibra de agave	0.5	20.8	0.72
Polipropileno	0.5	25.8	0.67

Se observaron los cambios de masa en los distintos popotes transcurridos los 90 días, dependiendo en el tipo de composta que se encontraban. La masa del popote de fécula de maíz se incrementó con respecto al tiempo, se obtuvo un valor inicial promedio de 0.66 g; transcurridos los 90 días hubo un aumento

promedio de 0.186 g, el incremento se observó en las tres compostas, lo que puede ser asociado a que el popote se comprimió, deformó y presentó ruptura, por lo que pudo quedar residuos de composta dentro del popote a pesar de su limpieza.

Respecto a las muestras de semilla de aguacate se observa un aumento de masa del 6% en muestras tomadas de composta de residuos orgánicos, en cuanto a muestras tomadas de lombricomposta y composta de excremento de vaca transcurridos los 90 días se ve un aumento del 5%, puede ser como consecuencia de la alta humedad del medio, ya que este material visualmente y al tacto es más poroso. Se observó en las muestras que se tomaron en el día 90 de las tres compostas presentaron distintas manchas de colores, señal de la presencia de colonias de microorganismos como se muestra en la Figura 1.



Figura 1. A) Presencia de colonias bacterianas en popote de semilla de aguacate lombricompostado. B) Presencia de colonias bacterianas en popote de semilla de aguacate en composta de residuos de cocina. C) presencia de colonias bacterianas en popote de semilla de aguacate en composta con excremento de vaca.

En los popotes de fibra de agave no se observa un cambio de masa, este no presentó cambio sustancial, ya que en el día 90 aumentó solo 0.001g. Esto puede ser debido a su baja porosidad y/o combinación con otro tipo de polímero que lo hace más estable. La muestra de polipropileno tampoco tuvo un gran incremento de masa, a los 90 días aumento un 1%, esto debido a la posible adición de una biopelícula ya que se tornó un poco amarillenta.

En todos los tipos de popotes se observaron físicamente los cambios de color en el día 90. Los popotes de fécula de maíz se observan opacos y con una ligera pérdida de color verde brillante, el popote tomó una apariencia de deshidratación. En cuanto a los popotes de semilla de aguacate en el color final se pueden observar algunas zonas más oscuras y otras con coloraciones amarillas y rosadas, esto se da debido a la presencia de colonias de microorganismos. Los popotes de fibra de agave presentaron una coloración más oscura, su textura al tacto al final del proceso era más áspera que al inicio y en cuanto al popote de polipropileno, se observó una coloración amarillenta en comparación con el popote inicial.

3.2 Evaluación de degradación mecánica

En el equipo LF Plus se realizó la prueba de elongación de ruptura respecto al tiempo de cada uno de los tipos de popotes en los tres tipos de composteo y así determinar el porcentaje de deformación. En el caso de los popotes de fécula de maíz solo se tiene la elongación de ruptura de las muestras en lombricomposta ya que en las compostas de orgánicos y excremento de vaca los popotes sufrieron ruptura de manera natural dentro de los primeros 15 días.

Como se observa en la Figura 2, el porcentaje de elongación a la ruptura de los popotes de semilla de aguacate disminuyó respecto a los nuevos de 200 a 50 %.

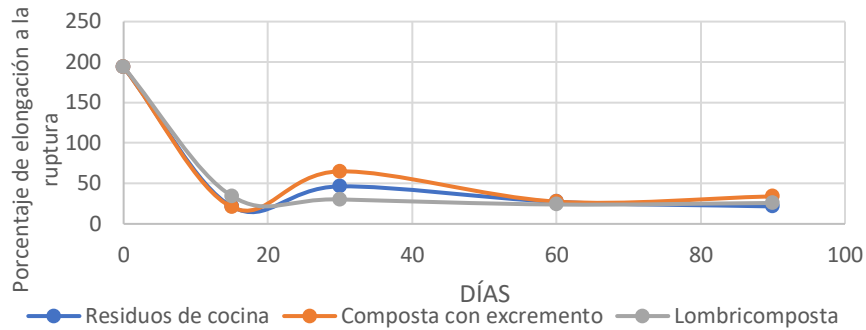


Figura 2. Porcentaje de elongación a la ruptura del popote semilla de aguacate

La muestra de fibra de agave tuvo un porcentaje de elongación a la ruptura constante en todas las compostas, sin embargo, al día 15 en la composta con excremento de vaca se observa un cambio de 8%, este cambio puede ser atribuido a la humedad presente en la composta (Figura 3).

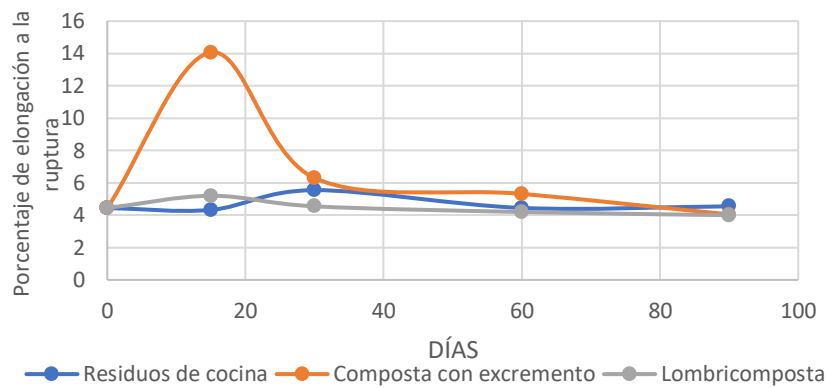


Figura 3. Porcentaje de elongación a la ruptura del popote de fibra de agave

La muestra de polipropileno tuvo un porcentaje de elongación a la ruptura en el material nuevo de 250 %, transcurridos 30 días se observó un cambio en el porcentaje de elongación en las tres compostas de un valor aproximado de 45 %, al día 90 se aprecia una disminución en el porcentaje a 25 % aproximadamente en las muestras de compostas con residuos y con excremento como se muestras en la Figura 4.

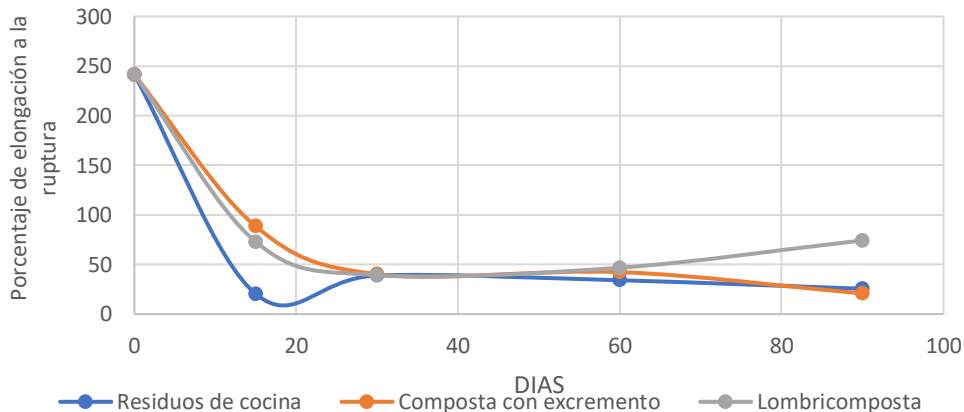


Figura 4. Porcentaje de elongación a la ruptura del popote de polipropileno

La elongación a la ruptura es un ensayo que tiene por objeto observar la resistencia de elasticidad y plasticidad del material en cuestión, mismo que puede ser alterado al estar en contacto con microorganismos, altas temperaturas, entre otros, estos cambios de porcentaje se toman como indicador de degradación de los materiales. Se observa que el popote de semilla de aguacate y el convencional (polipropileno) presentaron una disminución de porcentaje muy parecido de forma exponencial, disminuyendo de 250 a 50% su elongación a la ruptura, es decir, disminuyeron hasta una cuarta parte del porcentaje del material inicial, en cuanto al popote de fibra de agave no se presentó un cambio significativo y el popote de fécula de maíz muestra fragmentación desde los 15 días, en contacto con la mezcla de residuos de los biorreactores, mientras que en la prueba de elongación a la ruptura las muestras de la lombricomposta de popotes de fibra de agave no se observa modificación alguna, en cuanto a los de semilla de aguacate y los de polipropileno, la disminución fue de aproximadamente 25 %, de 230 a 70 % de elongación.

Respecto a la fragmentación evidenciada, se observó mayor cambio en el caso de las muestras de fécula de maíz ya que desde la primera muestra (día 15) se observó en los 10 popotes retirados fragmentación, un ejemplo se muestra en la Figura 5. El popote elaborado con semilla de aguacate presentó solo algunas incisiones, lo cual se observó en el 20 % de las muestras tomadas a los 90 días (Figura 6).



Figura 5. Fragmentación popote de fécula de maíz al día 15



Figura 6. Popotes de semilla de aguacate al día 90

Los popotes de fibra de agave presentaron fractura (Figura 7) en su estructura, aproximadamente 50 % de las muestras tomadas en el día 90. Respecto al popote de polipropileno utilizado como testigo, solo un 10 % de las muestras tomadas a los 90 días presentaron leves fisuras a los costados (Figura 8).



Figura 7. fractura en popote de fibra de agave

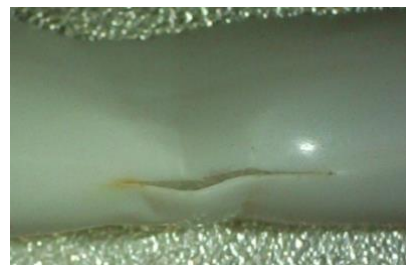


Figura 8. fisura en popote de polipropileno, día 90

3.3 Evaluación del índice de carbonilo

El índice de carbonilo (IC) es una medida de la proporción de enlaces C–O y C=O existentes en los materiales. Este tipo de enlaces se dan debido a la oxidación de los materiales, se utilizan para identificar y cuantificar la degradación del polímero o transformación de los grupos carbonilos presentes en el material. En Tabla 2 se observan los valores de absorción en 1714 cm⁻¹ y 720 cm⁻¹ que se tomaron para el cálculo de índice de carbonilo de cada material expuesto en las diferentes compostas y así analizar su degradación tomadas en un espectrofotómetro FTIR.

Tabla 2. Índice de carbonilo

Fécula de maíz	1714 cm ⁻¹	720 cm ⁻¹	Índice de carbonilo
Excremento de Vaca	93.19	92.77	1.005
	93.6	93.69	0.999
Residuos de Cocina	98.57	97.87	1.007
	98.69	98.55	1.001
Lombricomposta	96.22	118.37	0.813
	95.7	118.04	0.811
Fibra de Agave	1714 cm ⁻¹	720 cm ⁻¹	Índice de carbonilo
Excremento de Vaca	93.65	93.81	0.999
	93.8	94.08	0.997
	92.76	93.14	0.996
Residuos de Cocina	98.12	97.37	1.008
	98.56	98.31	1.002
	98.43	97.99	1.004
Lombricomposta	99.41	123.72	0.804
	99.42	123.89	0.802
Aguacate	1714 cm ⁻¹	720 cm ⁻¹	Índice de carbonilo
Excremento de Vaca	92.18	88.46	1.042
	92.64	90.54	1.023
	92.05	87.31	1.054
Residuos de cocina	98.19	95.17	1.031
	98.32	96.17	1.022
Lombricomposta	98.71	118.36	0.834
	98.45	116.44	0.845
polipropileno	1714 cm ⁻¹	720 cm ⁻¹	Índice de carbonilo
Excremento de Vaca	92.25	91.4	1.009
	92.44	91.73	1.008
	91.89	90.88	1.011
Residuos de Cocina	98.21	96.97	1.013
	96.95	95.65	1.014
	95.98	95.17	1.009
Lombricomposta	99.75	123.4	0.808
	98.46	120.84	0.815

Se obtuvo mayor degradación de los popotes (en general) en las compostas de residuos de cocina obteniendo un promedio de 1.009 en índice de carbonilo y composta con excremento de vaca un promedio de 1.013, observando los resultados se logra observar una mayor degradación de los popotes de semilla de aguacate en las diferentes compostas; y una degradación menor de todos los tipos de popotes en las lombricompostas, esto podría deberse al control de la humedad y temperatura para la supervivencia de las lombrices ya que esta última se controlaba para no exceder la temperatura ambiente (25° C).

4. Conclusiones

Con los resultados obtenidos en el índice de carbonilo se concluyó que las muestras de popotes en general presentaron una degradación muy baja, aunque de manera física los popotes de semilla de aguacate fueron los que tuvieron mayor cambio, como fue, el cambio de color, la disminución en su porcentaje de elongación a la ruptura, la presencia de agujeros en las muestras finales y sobresaliendo un poco en el análisis del índice de carbonilo, reflejo de una mínima degradación, visualmente el popote aún estaba completo. Por otro lado, el popote de fécula de maíz es el único que presentó fragmentación evidenciada desde la primera muestra (15 días), cabe mencionar que es el único empaque donde se menciona una degradación en 6 meses y se menciona que cuenta con una certificación de CERTCO Y VINCOTTE (Berlín). Es importante señalar que ninguno de los popotes se degradó completamente durante las pruebas.

De manera general se concluye que la presencia de plásticos biodegradables no afecta la calidad de las distintas compostas, ya que se obtuvo una calidad de composta buena y un índice de germinación y crecimiento de radícula favorable, la calidad de la lombricomposta se encuentra dentro los parámetros dados en la norma, salvo en el caso del pH, sin embargo, no fue posible determinar si se asocia a la presencia de los popotes. Por otro lado, es importante mencionar que ninguno de los popotes presentó cambio físico significativo en las lombricompostas a pesar de que se tenía un contacto directo con las lombrices.

Referencias

- Borestein, S., 2018. Science says: Amount of straws, plastic pollution is huge. <https://phys.org/news/2018-04-science-amount-straws-plastic-pollution.html>. Consultado el 25 de abril.
- Revista Técnica de Medio Ambiente (RETEMA) 2022. Solo el 9 de los residuos plásticos generados en el mundo se recicla según la OCDE. Disponible en: <https://www.retema.es/actualidad/solo-el-9-de-los-residuos-plasticos-generados-en-el-mundo-se-recicla-segun-la-ocde>. Consultado el 25 de abril.
- DOF - Diario Oficial de la Federación, 2015. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- Artículo de tesis: Ramos, A. de la L., 2021. Instituto Politécnico Nacional.
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2019. popotes-de-plastico-aniquilan-vida-silvestre. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/popotes-de-plastico-aniquilan-vida-silvestre>
- SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2012. NADF-020-AMBT-2011. Norma Ambiental para el Distrito Federal que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especifi. Diario Oficial de la Federación 69–83.

VALORIZACIÓN DE CAÑA INDIA PARA ELABORACIÓN DE EMBALAJES: UNA BREVE REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Madrigal-Ramírez, Fiorella¹; Chaves-Arguedas, Fabiola¹; Díaz-Herrera, Natalia²; Chaverri-Segura, Fabricio¹
Campos-Rodríguez, Roel³; Jiménez-Morales, María Fernanda³⁻⁴; Brenes-Peralta, Laura^{3-4*}

¹ Escuela de Ciencia e Ingeniería en los Materiales, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

² Escuela de Agronegocios, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

³ Grupo de Investigación en Gestión Ambiental en Agronegocios, Escuela de Agronegocios, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

⁴ Programa de Investigación en Materiales Avanzados y Aplicaciones PIMAA

*labrenes@tec.ac.cr

Resumen

Los embalajes usualmente generan residuos no aprovechables, por lo que se buscan sustitutos con materias primas naturales que son consideradas residuos en otros procesos. Por esto, se considera que los residuos de empresas dedicadas a la exportación de plantas ornamentales como la caña india (*Dracaena Fragrans cv. Massangeana*), podrían presentar propiedades para ser empleados como material de empaque. El objetivo de esta investigación es indagar por medio de una revisión bibliográfica las características esta planta como potencial material en la elaboración de embalajes. Se aplicó la metodología de revisión sistemática PRISMA, enfatizando en artículos científicos relacionados con la utilización de fibras naturales en la elaboración de embalajes con almidón natural como producto secundario. Dicha búsqueda se ejecutó en bases de datos académicas empleando como filtros: “embalajes con fibras naturales”, “embalajes compostables” y “embalajes biodegradables”. Como resultado, se determinó que el almidón funcionaría como aglutinante para embalajes con fibras naturales, siendo un componente principal del aglomerado, lo que resulta en un producto biodegradable a diferencia de los embalajes convencionales. Además, el proceso de elaboración del embalaje natural inicia con el corte de la fibra, secado y posterior trituración. Seguidamente se mezcla con el almidón cocido con agua, y continúa con la formación de la masa que se extiende sobre una superficie para ser prensada, nuevamente secada y finalmente proceder a la formación del empaque final. Se recomienda realizar pruebas de tensión y de caracterización morfológica a distintas proporciones de fibra y almidón hasta obtener una formulación eficiente para su respectivo uso.

Palabras clave: caña india; embalaje; almidón; orgánico.

1. Introducción

El proceso de embalaje de algunos productos o materias primas resulta de suma importancia para su almacenaje, transporte y protección, de modo que el embalaje puede presentar diversas formas y materiales según las características del elemento a contener. La política actual europea basada en el Pacto Verde muestra nuevas propuestas para fomentar la producción de productos sostenibles que sean respetuosos con el medio ambiente, que se adapten a la economía circular y sean eficientes desde su uso hasta su eliminación. Este modelo europeo indica que el 80% del impacto surge desde el diseño de los productos y la Directiva legislará por la sustitución de productos de un solo uso y con alta huella de carbono, por productos de diseño eficiente, ecológico y que generen menos residuos, y a su vez pretenden ampliar este alcance a todos los productos posibles (Comisión Europea, 2022). Por ello la implementación de

componentes naturales en la fabricación de embalajes representa una alternativa más ecológica y viable a futuro (abc pack, 2018).

La elaboración de empaques mediante el uso de aglutinantes y fibras naturales corresponde a un proceso favorable para el aprovechamiento de los residuos de ciertas agroindustrias, debido a sus características y propiedades (Brooks, 2021). Estos embalajes podrían resultar de un material compuesto, el cual implica una matriz, un refuerzo y en algunas ocasiones, una interfase. La matriz corresponde a la fase que brinda la estabilidad del material compuesto, se encarga de mantener la forma, transmitir las cargas al refuerzo y proteger las fibras del refuerzo de la abrasión; el refuerzo por su parte brinda la resistencia y rigidez al material, y la interfase se encarga de la adecuada compatibilidad entre la matriz y el refuerzo (Luna and Velasco, 2009).

Ahora bien, partiendo de la existencia de insumos en el mercado costarricense que podrían ser parte de dicho material compuesto y la necesidad de responder a las tendencias de los mercados donde se ubican los principales socios comerciales de este país como sería la Unión Europea (Inec Costa Rica, 2022), los residuos ornamentales podrían convertirse en una oportunidad. Uno de ellos es la caña india o *Dracaena Fragans* cv. Massangeana, una planta proveniente de África, la cual es cultivada en Costa Rica con fines ornamentales tanto para comercialización nacional como internacional. Según Scoht & Bladimir (2018), esta planta cuenta con un tallo leñoso y hojas estriadas. La caña india también es conocida como palo de la felicidad o tronco del Brasil y pertenece a la familia Ruscaceae.

Dentro de la producción nacional se tienen exportaciones de entre 300 a 400 contenedores anuales de *Dracaena Fraggans Massangeana* e Itabo (*Yucca gigantea*), y una de las organizaciones más representativas para Costa Rica la cual ha iniciado procesos de investigación con el Tecnológico de Costa, exportó un volumen de 50 contenedores de estos productos en el 2021. Se estima, que en el proceso de ensamblaje de las plantas ornamentales de exportación se genera un 20% de residuos; esto en un solo contenedor, representa cerca de 4,400 kilogramos (Rojas, 2023).

El proceso de elaboración de biomateriales a partir de fibras como las que provienen de las plantas anteriormente descritas requiere usualmente de un material aglutinante para poder generar los embalajes previstos. Uno de esos potenciales aglutinantes es el almidón. Este consiste en un polímero natural constituido por gránulos con estructuras macromoleculares, las cuales cuentan con características que dependen de la fuente de origen del almidón. Entre las propiedades del almidón se destaca la gelatinización, la cual consta de la pérdida de la semicristalinidad de los gránulos debido a la presencia de altas temperaturas. En el caso del almidón de yuca, la gelatinización se da entre los 60°C y 67°C (Meneses et al., 2007), mientras que en el almidón de maíz es entre los 62°C a 72°C (Canónico, 2003). La importancia de esta propiedad se debe a la viscosidad obtenida con el aumento en la temperatura al mezclar el almidón con agua (Meneses et al., 2007).

Previendo la necesidad en torno al aprovechamiento de materiales residuales de la industria ornamental costarricense, y a su vez los lineamientos del comercio global que tienden hacia productos naturales, con menor huella ambiental y biodegradables, el presente artículo tuvo por objetivo indagar por medio de una revisión bibliográfica las características de la caña india como potencial material en la elaboración de embalajes. Si bien existe literatura sobre embalajes y empaques a partir de materiales biodegradables, esta no es amplia para el caso de la caña india, ni para el contexto de interés del proyecto que planteó esta revisión. Es por esto que la presente investigación se enmarca en el proyecto 'Evaluación del uso potencial de fibras naturales como biomaterial', inscrito en la Vicerrectoría de Investigación y Extensión del Tecnológico de Costa Rica. Dado lo anterior, la importancia de esta investigación radica en que la elaboración de embalajes de rápida degradación a través de la utilización de un material compuesto por caña india y almidón representa una potencial oportunidad para el sector ornamental nacional.

2. Metodología

El desarrollo de una revisión bibliográfica, al igual que muchos proyectos de investigación científica, necesitan de métodos útiles que permitan recopilar información de calidad y mantener la coherencia en el texto. La declaración PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses*) proporciona una guía metodológica dirigida a los autores que realizan revisiones sistemáticas (Page et al., 2021). Por ende, para el presente artículo se utilizó dicha guía.

Para las búsquedas se tuvo que adoptar una serie de estrategias y filtros. En primera instancia, se contó con cuatro revisores los cuales estaban encargados de distintos temas. Para dividir las tareas de los revisores se segmentó la revisión en tres temas fundamentales, la caña india, los embalajes, y la biodegradabilidad.

Para asegurarse de la calidad de la información recolectada se inició con una búsqueda en las bases de datos suscritas al Instituto Tecnológico de Costa Rica. Posteriormente, se expandió la búsqueda a distintos recursos electrónicos conocidos por los revisores. En cuanto a la fecha de publicación de los artículos se prefieren aquellos que sean más recientes; a partir del 2015, sin embargo, para algunos temas la información no está en constante actualización, por ende, por la importancia del artículo en el estudio se aceptan algunos con fechas antiguas, siendo el caso de 1994 como la publicación de mayor antigüedad.

Posteriormente, tras localizar 16 artículos, la información se filtró y seleccionaron 12 documentos considerados como más afines al objetivo de la investigación según la materia fibrosa usada, el aglutinante y la previsión de uso como embalaje. Dada la limitación de fuentes a las que se accedió, se considera que esta fue una revisión breve y preliminar, que resulta en un análisis cuyos principales hallazgos se plasman en la sección de Resultados del presente artículo.

2. Resultados y Discusión

Con el fin de emplear fibra de caña india como potencial material en la elaboración de embalajes, es de importancia dar a conocer los requerimientos que conlleva la fabricación de papel destinado a dicha aplicación. Por lo que, Reyes et al (2021) indican que el papel se encuentra conformado por fibras entrelazadas que permiten dar la estructura porosa que caracteriza al mismo. Asimismo, según CAPA (2017), el papel se puede clasificar en cuatro grupos entre los cuales se encuentra el papel para envases y embalajes que contempla cajas de cartón tanto ondulado como estucado, bolsas y sacos. Sus características de acuerdo con Cervera (2003), consisten en una superficie rígida que permite mantener su forma original, pero que a su vez es flexible con cierta resistencia al agua, la fricción y a la abrasión, cuenta con la estabilidad suficiente ante las condiciones atmosféricas y retiene sus propiedades originales durante largos periodos de tiempo.

En la actualidad se utilizan residuos agroindustriales para la fabricación de empaques secundarios, permitiendo de esta forma reducir la presencia de estos desperdicios en rellenos sanitarios. Tamayo Gutiérrez et al. (2017) estudiaron el potencial de materiales lignocelulósicos como el mesocarpio de coco, el pseudotallo del banano y el arroz para la fabricación de un aglomerado que sustituya las cajas de cartón. Los resultados recopilados son favorables y puede considerarse que se obtuvieron empaques competitivos en comparación a los materiales previamente utilizados comercialmente para dicho fin.

Para determinar el uso de las fibras de caña india como materia prima para la elaboración de embalajes, se recopilaron datos de las propiedades químicas de los residuos agroindustriales empleados en dicha aplicación. Los datos obtenidos se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1. Composición química de los residuos agroindustriales de interés

Componente	Composición (%)						Referencia
	Humedad	Lignina	Holocelulosa	Cenizas	Celulosa	Hemicelulosa	
Caña India	62	25.8	47.1	2.20	-	-	(Gutiérrez et al., 1994)
Pseudotallo de plátano	15.86-96.7	15-20	72.71	10.7	30-60	15-30	(Moreno and Neusa, 2021)
Coco	-	45.84	-	2.22	43.44	0.25	(Cifuentes and Salamanca, 2021)
Pseudotallo de banano	-	11	-	7.1	43.6	-	(Carchi, 2014)

Una vez realizada la comparación de las propiedades químicas de los distintos residuos agroindustriales presentes en la tabla anterior, se ahondó en publicaciones del caso costarricense como fue la obra de Gutiérrez et al.(1994). En esta se observa que para los componentes con porcentajes de lignina altos se requiere un proceso adicional previo a su uso para la fabricación de compuestos, que permita reducir en este componente sin generar una degradación relevante en la celulosa.

La mayor parte de los plásticos tradicionalmente utilizados son a base de petróleo que tiene una sencilla manipulación a un bajo costo; sin embargo, esto genera una alta emisión de carbono, creando un impacto negativo al ambiente ya que persisten por miles de años. En contraste, la tendencia a futuro de elaborar embalajes biodegradables que reemplacen los plásticos tradicionales cobra mayor interés (Zhang and Chen, 2023). Es aquí donde además, los componentes del almidón resultan relevantes. Este es un carbohidrato polimérico disponible en muchos alimentos que contiene propiedades aglutinantes. Los monómeros de glucosa unidos por enlaces glucosídicos del almidón comienzan a gelatinizarse al entrar en contacto con el agua, lo cual lo convierte en un elemento potencial para la elaboración de estructuras (Joshi et al., 2023).

El almidón tiene otros aspectos importantes por destacar, como es su funcionabilidad biodegradable y de bajo costo que, por lo que en la actualidad se utiliza para generar envases de rápida degradación. Los envases de este tipo tienen una buena capacidad de formar una película, no obstante, sus propiedades mecánicas no son tan efectivas, por lo que resulta necesario combinarlo con otros compuestos según la finalidad del producto que se desee elaborar (Zhang and Chen, 2023).

Como refuerzo a las propiedades mecánicas del almidón es conveniente hacer la mezcla con fibras naturales, ya que son materiales de bajo costo y de composición biodegradable, tienen la característica de reforzar los polímeros al permitir la transferencia de tensiones aplicadas, de tal modo que no permite la deformación, por ello, son utilizadas en la producción de textiles, cuerdas, bandejas para alimentos, empaques, tarimas livianas y contenedores (Preda et al., 2019). Lo anterior evidencia que el aprovechamiento de materiales que se consideran desechos naturales, como las fibras de residuos de ciertas industrias puede ser útil al tomar sus características para hacerlos valiosos en el mercado y potenciar sus propiedades al ser mezclados con otros componentes. Con ello se da lugar a un material compuesto que según su morfología es formado por una matriz y un refuerzo. De este modo, las fibras de caña de india podrán corresponder al refuerzo y el almidón representa la matriz del compuesto.

Tamayo Gutiérrez et al. (2017) determinaron que la elaboración de estos compuestos para la fabricación de embalaje consta de los siguientes pasos: triturado y secado de las fibras a temperatura ambiente, toma del porcentaje en peso del almidón y fibras según el contenido de cada uno en el compuesto, cocción del almidón hasta obtener una mezcla viscosa, agregado de la fibra a la mezcla viscosa de almidón. Posteriormente, se procede a la distribución de la mezcla en un recipiente, se prensa la mezcla para su

correcta compactación, se deja secar durante 15 días a temperatura ambiente, se procede al autoclavado durante 1 hora a 120° y al secado durante 2 días para obtener el producto final.

Por otra parte, Luna & Valesco (2009) citan en su artículo que otro posible método de preparación de este compuesto es incorporando una interfase, la cual será responsable de garantizar la compatibilidad entre la matriz y el refuerzo, siendo su proceso de elaboración de la siguiente forma: previo secado de la fibra natural, determinación del contenido de fibra, almidón y glicerol (interfase) en el compuesto, se mezcla de estos tres componentes hasta lograr la homogeneización. Luego se procede al almacenaje de la mezcla en bolsas selladas, posteriormente se deja en reposo por 24 horas para que el glicerol entre en contacto con los demás componentes, se procede a someter la mezcla a temperaturas entre los 150 a 160°C en un horno por 15 minutos, a la cual a su vez se le añade agua y se mantiene en constante agitación hasta lograr una mezcla gelatinosa, posteriormente se vierte la masa en un molde y se llevan a un secador por 8 horas a una temperatura de 45°C para obtener las muestras finales.

En ambos trabajos se destaca la obtención de un producto con propiedades mecánicas aceptables, competitivas en el mercado y con propiedades variables según tamaño de fibra, porcentaje de aglomerado y según el tipo de fibra empleada.

4. Conclusiones y Recomendaciones

Un primer aspecto por reconocer es la detección de limitada información accesible para el caso puntual de interés del proyecto que originó esta revisión de literatura, y cuando se encontró, esta no necesariamente es actualizada. Lo anterior hizo que para algunos temas se tomaran documentos publicados en décadas pasadas.

Según el estudio de la composición química de diversas fibras naturales, se concluye que la caña india, material de interés en el presente artículo, es viable como potencial material para la elaboración de embalajes. Para ello, se deben llevar a cabo una serie de procesos previos que permitan modificar el porcentaje de lignina, así como el procedimiento óptimo para aprovechar al máximo sus propiedades en este ámbito.

El almidón es un producto de fácil acceso económico que resulta potencial para la elaboración de embalajes biodegradables por su función aglutinante, gracias a la capacidad que tiene de formar películas al entrar en contacto con el agua, generando una resistencia adecuada para estos embalajes; sin embargo, sus propiedades mecánicas se pueden mejorar según la combinación con otros compuestos.

Se recomienda generar una nueva búsqueda más profunda y ampliando el rango de fechas y fuentes de información (más allá de artículos científicos sino también en repositorios institucionales, ministeriales y académicos) para una revisión más robusta. También es importante el inicio del estudio práctico del uso de fibras de caña india en la aplicación de embalajes, mediante la implementación de pruebas experimentales tales como caracterizaciones morfológicas, tanto de las fibras como del prototipo a elaborar, y a su vez, la aplicación de ensayos mecánicos de las fibras de caña de india y del material compuesto junto al almidón. Lo anterior permitiría determinar la factibilidad de uso con características competitivas en el mercado.

Referencias (Estilo Título 1)

pack.com/noticias/la-historia-del-embalaje/ (accessed 2.26.23).

Brooks, R., 2021. Creación del molde para la fibra moldeada en el embalaje para alimentos [WWW Document].

Canónico, M., 2003. AGREGACIÓN EN GRÁNULOS DE ALMIDÓN. UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO, Querétaro, México.

CAPA, 2017. Cámara Argentina del Papel y Afines [WWW Document].

- Carchi, D., 2014. Aprovechamiento de los Residuos Agrícolas provenientes del cultivo de Banano para obtener Nanocelulosa . Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Cervera, A., 2003. Envase y Embalaje: (La Venta Silenciosa), Segunda. ed. Madrid.
- Cifuentes, Y., Salamanca, L., 2021. Propuesta de un empaque a base de fibra de estopa de coco para la empresa Palma Coco en Villavicencio-Meta. Universidad Antonio Nariño, Villavicencio.
- Comisión Europea, 2022. Pacto Verde: nuevas propuestas para hacer de los productos sostenibles la norma y fomentar la independencia de Europa en materia de recursos [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/es/ip_22_2013 (accessed 3.14.23).
- Gutiérrez, J., Carpio, I., Alpízar, L., 1994. Utilización de desechos agroindustriales fibrosos en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 42, 65–71.
- Inec Costa Rica, 2022. EXPORTACIONES ALCANZAN 4 434 MILLONES DE DÓLARES EN EL TERCER TRIMESTRE 2022 [WWW Document]. Inec Costa Rica.
- Joshi, P., Gupta, K., Uniyal, P., Jana, A., Banerjee, A., Kumar, N., Ghosh, D., Srivastava, M., Ray, A., Khatri, O.P., 2023. Cassava starch-derived aerogels as biodegradable packaging materials. *Mater Chem Phys* 296, 127282. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.127282>
- Luna, G., Velasco, R., 2009. ALMIDÓN TERMOPLÁSTICO DE YUCA REFORZADO CON FIBRA DE FIQUE: PRELIMINARES FIQUE'S FIBER REINFORCED THERMOPLASTIC STARCH OF CASSAVA: PRELIMINARY HÉCTOR VILLADA. Año 76, 145–151.
- Meneses, J., Corrales, C., Valencia, M., 2007. SÍNTESIS Y CARACTERIZACIÓN DE UN POLÍMERO BIODEGRADABLE A PARTIR DEL ALMIDÓN DE YUCA. *Revista EIA* 8, 57–67.
- Moreno, D., Neusa, J., 2021. EVALUACIÓN PARA LA OBTENCIÓN DE UNA FIBRA TEXTIL A PARTIR DE PSEUDOTALLO DE PLÁTANO. FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA, Bogotá D.C.
- Page, M.J., McKenzie, J.E., Bossuyt, P.M., Boutron, I., Hoffmann, T.C., Mulrow, C.D., Shamseer, L., Tetzlaff, J.M., Akl, E.A., Brennan, S.E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J.M., Hróbjartsson, A., Lalu, M.M., Li, T., Loder, E.W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., McGuinness, L.A., Stewart, L.A., Thomas, J., Tricco, A.C., Welch, V.A., Whiting, P., Moher, D., Yepes-Nuñez, J.J., Urrútia, G., Romero-García, M., Alonso-Fernández, S., 2021. Declaración PRISMA 2020: una guía actualizada para la publicación de revisiones sistemáticas. *Rev Esp Cardiol* 74, 790–799. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.recesp.2021.06.016>
- Preda, M., Popa, M.-I., Mihai, M.M., Șerbănescu, A.A., Holban, A.M., 2019. 14 - Natural Fibers in Beverages Packaging, in: Grumezescu, A.M., Holban, A.M. (Eds.), *Trends in Beverage Packaging*. Academic Press, pp. 409–424. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816683-3.00014-1>
- Reyes, A.A.M., Guerrero, D.M.C., González, A.R., 2021. Desarrollo de papel artesanal a base de desechos agroindustriales tomando en cuenta el ciclo de vida del producto / Development of handmade paper based on agroindustrial waste considering the product life cycle. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research* 4, 3134–3145. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n3-027>
- Rojas, M., 2023. Producción y residuo de las fibras naturales en Costa Rica.
- Scoht, A., Bladimir, H., 2018. Influencia de la fertilización en la producción de follaje de corte del cultivo de palo de Brasil (*dracaena fragans* (L) ker – gawl) en el anexo de Rio Blanco - Chanchamayo. UNIVERSIDAD NACIONAL DANIEL ALCIDES CARRIÓN, La Merced, Perú.
- Tamayo Gutiérrez, E., Sarasty Miranda, O., Mosquera Quelal, E., 2017. APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS LIGNO-CELULÓSICOS EN LA ELABORACIÓN DE EMPAQUES SECUNDARIOS ECOLÓGICOS. *Industrial Data* 20, 37. <https://doi.org/10.15381/idata.v20i2.13959>

Zhang, M., Chen, H., 2023. Development and characterization of starchsodium alginate-montmorillonite biodegradable antibacterial films. *Int J Biol Macromol* 233, 123462. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.123462>



DIAGNÓSTICO DE ARTIGOS CIENTÍFICOS SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM CLÍNICAS ODONTOLÓGICAS

Lilian Arruda Ribeiro¹, Maricelma Ribeiro Morais², Aldenize Braz Nunes de Lima³, Roniery de Oliveira Costa⁴, Luiza Eugênia da Mota Rocha Cirne⁵

¹Secretária de Saúde do Meio Ambiente de C. Grande – PB- Brasil

²Professora da Universidade Estadual da Paraíba UEPB- Brasil

³Discente UNINASSAU- C. Grande, BRASIL

⁴Prof. UNINASSAU-C. Grande, BRASIL

⁵Professora da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG-Brasil.

maricelma.ribeiro@gmail.com

Resumo

A produção de resíduos sólidos é um dos grandes problemas nos centros urbanos. As clínicas de odontologia atreladas a lei 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) tem entre os seus objetivos, a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental na geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e destino final dos resíduos sólidos. Desta forma, este trabalho buscou através de uma revisão bibliográfica demonstrar de modo quantitativo e qualitativo a realidade sobre as pesquisas em revistas científicas com o tema "RESÍDUOS SÓLIDOS NA ODONTOLOGIA no Brasil". Para isso, realizou-se uma busca dos últimos dez anos através do Portal de Revistas de Odontologia (Rev@Ondonto), Google Acadêmico, Electronic Library Online (SciELO), e Periódicos Capes com as seguintes palavras chave "Resíduos", "Odontologia", "Clínicas odontológicas", "Gerenciamento de resíduos Odontológicos" e "Resíduos sólidos odontológicos". Observou-se um alto índice de publicações científicas, 5610, nas bases de dados. Entretanto apenas 445 (7,9%) faziam alusão ao tema abordado. Percebe-se que a quantidade de artigos sobre resíduos sólidos em odontologia ainda é ínfima em nosso país. Pouco se discute sobre o que é produzido, como são descartados e os possíveis impactos que estes podem gerar no Meio Ambiente. Desta forma é de suma importância o aumento do esforço na produção científica deste tema nos periódicos brasileiros. Também se faz necessário a inclusão deste tema na grade curricular dos cursos de saúde, em especial na odontologia, e mais incentivos em novas pesquisas com foco nesta abordagem, pois trata-se de um problema de saúde pública e ambiental.

Palavras chaves: Resíduos odontológicos; Lixo odontológico; Gestão de resíduos.

1. Introdução

A lei 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) tem entre os seus objetivos, a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental na geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços; adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais negativos; gestão integrada de resíduos sólidos; articulação entre as diferentes esferas do poder público, e destas, com o setor empresarial, com vista à cooperação técnica e financeira para gestão integrada de resíduos sólidos; capacitação técnica continuada na área de resíduos sólidos, rompendo com a ideia que a gestão dos resíduos sólidos é apenas uma obrigação governamental já embutida no conjunto de impostos pagos pelos cidadãos e pelas empresas (Brasil, 1991; Brasil 2012; Brasil 2017).

Logo, o gerenciamento de resíduos deve ser implantado e implementado em qualquer estabelecimento que preste serviços de atenção à saúde, conforme determinam as leis estaduais e federais (Brasil 2012). Vários autores em todo o mundo relatam que os riscos para a saúde pública gerados pelos resíduos de serviços de saúde são comparáveis aos riscos ocasionados pelos resíduos domésticos, o que dispensaria, para os primeiros, uma atenção especial no que diz respeito ao tratamento, à coleta e à disposição final (Zanon, 1990; Andrade, 1992). A exceção unânime são os resíduos perfurocortantes e as culturas microbiológicas. O risco de contaminação pelo manuseio desses resíduos é alto, tanto no momento da geração, do acondicionamento e do descarte, quanto durante a coleta externa e a disposição final, devido às suas características físicas e ao seu potencial de contaminação através de microorganismos retidos, requerendo normas seguras de manuseio e acondicionamento (Zanon, 1990; Salkin e Kennedy 2001).

Desta forma, por se tratar de um tema muito relevante na política e gestão de resíduos sólidos produzidos em clínicas e hospitais que compõe o universo da odontologia, sendo um norte para política de gestão destes resíduos nas esferas municipais, estaduais e federal, este trabalho teve como objetivo, fazer uma análise cienciométrica a fim de demonstrar de modo quantitativo e qualitativo a realidade do que se produz de pesquisas em revistas científicas com o tema "RESÍDUOS SÓLIDOS NA ODONTOLOGIA" nos últimos dez anos no Brasil", apontando se houve declínio ou ascensão de pesquisas ao longo desse período.

2. Metodologia

Esta pesquisa teve caráter quanti-qualitativo. A quantitativa haja vista que este método se utiliza da busca baseada predominantemente em dados estatísticos gerando medidas precisas e confiáveis. Assim, permitem uma análise estatística futura usando pesquisas anteriores e conhecimentos teóricos para melhor contribuir com os estudos nessa temática.

No que concerne à visão qualitativa das publicações, foi realizada de acordo com os seguintes tópicos: (i) Todas as espécies de publicações (Teses, Trabalhos de Conclusão, Artigos, Capítulos de livros), (ii) onde a publicação foi divulgada (revistas, congressos, livros, entre outros).

De início se fez uma coleta de dados, realizando uma busca no Portal de Revistas de Odontologia (Rev@Ondonto), Google Acadêmico, Electronic Library Online (SciELO), e Periódicos Capes. Tais

periódicos tem uma amplitude grande de publicações científicas e se mostraram essenciais para tal pesquisa por integrarem várias outras plataformas de publicações.

Para realizar as buscas nestas bases de dados, foi utilizado as combinações das palavras: "Resíduos" AND "Odontologia", "lixo" AND "clínicas odontológicas", "Gerenciamento de resíduos" AND "Odontologia" e "Resíduos sólidos". Dessa forma foi gerado uma busca mais refinada e com os artigos mais relevantes. Para a busca nas bases de dados também foi utilizado o filtro "ano de publicação", onde buscou-se artigos dos últimos dez anos, sendo os documentos analisados a partir de janeiro de 2012 até outubro de 2022.

Após inserir cada combinação de palavras-chaves em cada plataforma e revista, e tendo uma geração de dados, foi feita uma análise das publicações geradas a fim de buscar os documentos que traziam o tema resíduos sólidos na odontologia. Com a obtenção destes documentos, uma triagem se fez necessária para retirar publicações encontradas em ambas as bases de dados e/ou com o uso dos diferentes descritores. Para que assim, tanto na quantificação como na qualificação não tenham repetições e ter uma obtenção de dados de maneira mais exata.

Para realizar a parte qualitativa, foi observado se os conteúdos dos artigos se voltavam para o tema central dessa busca—Esta parte da qualificação das publicações pode ajudar a mostrar quais as abordagens que os autores priorizam e podem elevar estudos futuros sobre essa temática.

3.Resultados e discussão

3.1 Quantificação dos trabalhos:

Entre os artigos científicos gerados, foram observados um total de 5610 publicações científicas nas bases de dados. Pode-se observar, com estas implicações, o alto índice de periódicos publicados nos últimos dez anos, entretanto dessa listagem 80% das publicações encontradas faziam menção aos resíduos sólidos no geral na odontologia no Brasil e destas apenas 445 faziam alusão ao tema abordado. A Tabela 1 apresenta a distribuição de trabalhos encontrados em cada plataforma pesquisada

TABELA 1. Quantidade de artigos encontrados por plataformas

	Capes	SciELO	Rev@ Odonto	Google Academico
Gerenciamento de resíduos	2	2	2	141
Resíduos odontológicos	2	1	0	123
Resíduos de serviços de saúde	1	1	0	120
Agulhas	1	1	0	8
Legislação sanitária	1	1	0	38
TOTAL	7	6	2	430
Percentual (%)	1,57	1,34	0,44	96,6

No Brasil, os resíduos gerados pelas diferentes atividades humanas constituem um grande desafio a ser enfrentado pelos municípios, principalmente nos grandes centros urbanos (Ministério da Saúde 2006). E apesar da área da saúde ter se desenvolvido com a ajuda dos avanços tecnológicos e biotecnológicos, o aumento do número de instituições de saúde resultaram em uma maior geração de Resíduos Sólidos, (Alves *et al.*; 2012) que devem ser tratados de maneira especial em todas as fases de manejo, em função dos riscos graves e imediatos que podem oferecer à saúde pública e ao meio ambiente, particularmente na questão infectocontagiosa (Ofrino, 1996; Souza *et al.*, 2015).

Assim do total de 5610 trabalhos encontrados com o tema “Lixo” ou “Resíduos sólidos”, a quantidade de artigos científicos que abordam este tema na área da odontologia ainda é incipiente.

Esta afirmação é confirmada com os resultados apresentados na Tabela 1, onde também se observa que os periódicos da Capes, SciELO e Rev@Odonto trazem em suas bases de arquivos uma quantidade muito pequena de trabalhos quando comparados a plataforma do Google Acadêmico.,

Dos 445 Documentos encontrados ficou evidente a falta de interesse sobre o tema nos principais catálogos de revistas científicas da área da odontologia (0,44% dos artigos encontrados).

Nos Chamou a atenção a baixa produção sobre este tema em portais como Periódico Capes (1,57%) e Scielo (1,34). A plataforma do google acadêmico é a que mais dispões de trabalhos em sua base de dados (96,6%). Vale salientar que esta plataforma é uma das mais populares e que indexa vários tipos de trabalho (Figura 1).

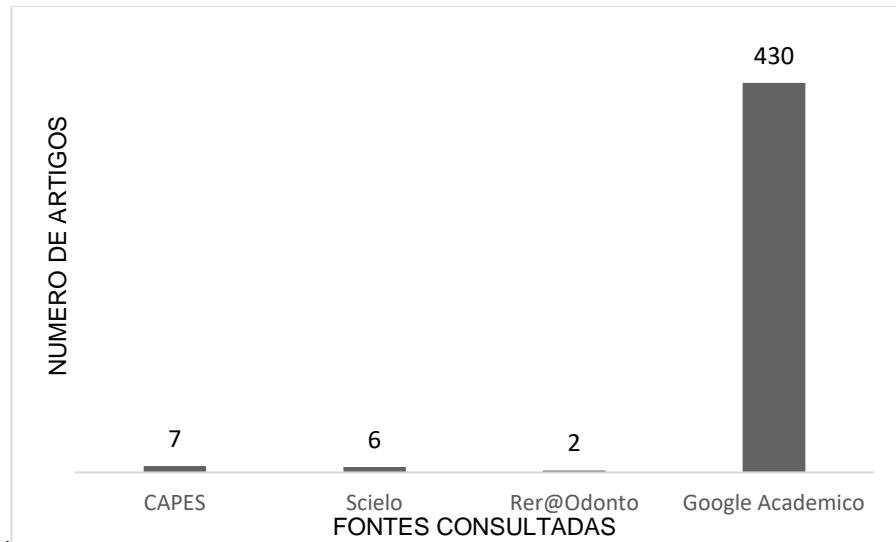


FIGURA 1. Artigos encontrados nos portais durante nossa busca

Com relação ao tipo de publicação, a maioria dos documentos gerados foram os de Trabalho de conclusão de curso (TCC) com 42% do total de arquivos encontrados. Os artigos publicados em periódico representaram 30% , os resumos de congresso representaram 18%. e outras citações: citação de citação e revistas não científica foram responsáveis por 10%.

Não foram encontrados dissertações ou teses de doutorados sobre o tema. Este fato pode apontar a falta de interesse dos profissionais de odontologia a respeito deste tema durante em pesquisas mais avançadas (Figura 2).

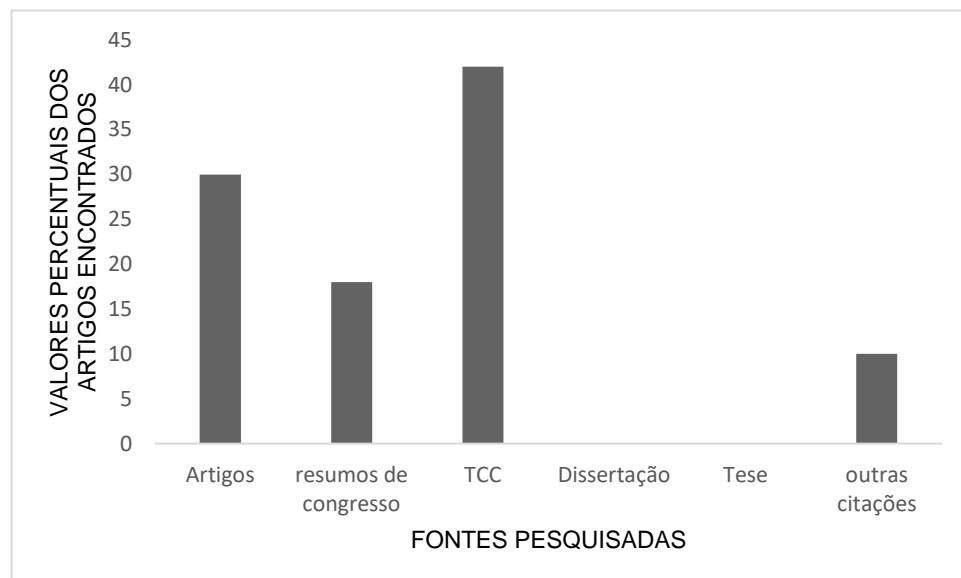


FIGURA 2- Documentos (%) pesquisados durante a análise cienciométrica

3.2 Tendências das Pesquisas

Foi observado que os artigos analisados traziam em seu conteúdo temas como verificar a conformidade do processo de gerenciamento dos resíduos sólidos odontológicos nas unidades básicas de saúde; descartes de materiais perfuro cortantes; conhecimento dos profissionais da área a respeito desta problemática. Desse modo, até as poucas publicações quantificadas nesta pesquisa tiveram seu tema livre para abordar outras temáticas, sem se deter de fato da produção de resíduos sólidos.

Percebeu-se que a maioria das publicações científicas relacionava diferentes contextos para a combinação das palavras-chaves utilizadas. Quando a busca pela combinação das palavras-chaves “Resíduos sólidos” AND “Odontologia” foi realizada, observou-se, a partir dos resumos disponibilizados nas plataformas, que os conteúdos divergiam entre diversas áreas. Com a utilização do descritor “Resíduos sólidos” AND “Clínicas odontológicas”, os assuntos observados divergiram nas áreas de saúde, como por exemplo clínicas e hospitalares. Notou-se ainda que com o uso dessa palavra-chave, havia grande quantidade de trabalhos sobre gerenciamento de resíduos sólidos

Contudo, independentemente da palavra-chave utilizada, grande parte dos artigos analisados se referia ao conhecimento desta problemática por parte dos profissionais da odontologia. Sendo esta, a grande tendência para os artigos desta temática

4. Conclusão

Conclui-se que se faz necessário e de forma urgente maiores investimentos em pesquisas com foco no gerenciamento dos Resíduos odontológicos, pois estes são muito escassos e estes podem causar vários tipos de problemas a saúde ambiental e públicas;

A adoção desta temática no ensino de graduação pode ser o caminho para que os profissionais despertem de atenção destes resíduos perigosos.

Referências

Alves, S.B; Souza, A.C.S.; Tipple, A.F.V.; Rezende, K.C.D.; Rezende, F.R.; Rodrigues, E.G. Manejo de resíduos gerados na assistência domiciliar pela Estratégia de Saúde da Família. Rev Bras Enferm [Internet]. 2012 janeiro-fevereiro [citado 07 de fevereiro de 2014];65(1):[aprox. 7 p.]. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/reben/v65n1/19.pdf>

Andrade, J.B.L. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos de serviços de saúde de diferentes tipos de estabelecimentos geradores. Em: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1992. Pp. 1666–72.

BRASIL. Planos de Benefícios da Previdência Social. Lei 8.213. Brasília, 1991

BRASIL. Ministério do Trabalho. Classificação brasileira de ocupações. Brasília, 2012. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf . Acesso em: Abril 2017.

BRASIL. Brasil, Ciência e Tecnologia. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). IV – Ciência, Tecnologia e Inovação para o Desenvolvimento Social. Tecnologia Social. Brasília,

2017. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf. Acesso em janeiro 2019.

Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde [Internet]. Brasília: Ministério da Saúde; 2006 [citado 07 de fevereiro de 2014]. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf. Acesso em fevereiro 2009.

Ofrino, F.V.G. Aplicação de um sistema de suporte multicritério saatyfor Windows: na gestão dos resíduos sólidos de serviços de saúde: caso do hospital Celso Ramos [Dissertação]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 1996.

Salkin, I.F.; Kennedy, M.E. Review of health impacts from microbiological hazards in healthcare wastes. Geneva: World Health Organization; 2001.

Sousa, K.S., Dantas, I.A.M., Sá, G.B., Andrade, A.B.A., Maracajá, P.B. Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município de São Bentinho-PB-Brasil. Revista Verde [Internet]: 2015 julho-setembro [citado 03 de dezembro de 2016];10(3):[aprox. 7 p.]. Disponível em: <http://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3560/0>

Zanon, U. Riscos infecciosos imputados ao lixo hospitalar. Realidade epidemiológica ou ficção sanitária? Rev Soc Bras Med Trop. 1990; 23(3):163–70.

EXPERIENCIA DE GESTIÓN DE LOS RESIDUOS PLÁSTICOS GENERADOS EN LAS ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

Jiménez-Morales, María Fernanda^{1*}; Brenes-Peralta, Laura Patricia¹; Campos-Rodríguez, Roel¹

¹Grupo de Gestión Ambiental en Agronegocios, Laboratorio EcoPlant, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica.

*mfjm09@gmail.com

Resumen

Los residuos plásticos se generan en gran cantidad de actividades productivas a nivel global y la agricultura no es la excepción. El uso de estos plásticos ha generado un aumento en la producción y reducción de los costos, en la actividad agrícola, pero a su vez ha incrementado los residuos de este tipo y lamentablemente ese incremento también se ha traducido en prácticas comunes de disposición realizadas por los agricultores que consisten en enterrarlos, lo que compromete la integridad de los mantos acuíferos, o bien realizar quemas a cielo abierto, generando la emisión de gases contaminantes. Por lo que por normativas de gestión de residuos vigentes y responsabilidad social empresarial las empresas, se busca desarrollar en una Cooperativa Costarricense, productora de Flores, un plan de gestión integral de residuos para dar solución a esta problemática.

Para el desarrollo de este plan se realizó una identificación de la cantidad y tipos de residuos plásticos que se generaban en las fincas de las personas asociadas a la Cooperativa. Luego se procede a identificar acciones necesarias, para cumplir con la jerarquización de los residuos (evitar, reducir, reutilizar, valorizar y disponer), sin afectar la eficiencia del sistema productivo.

Como conclusión se obtiene que los principales resultados se visualizan en las etapas de reutilizar, mediante la gestión de la encadenamientos productivos y la valorización de los residuos plásticos con el desarrollo de propuestas de negocio podrían convertirse en un ingreso alternativo.

Palabras clave: Valorización, residuos plásticos de la agricultura, gestión de residuos

1. Introducción

La gestión adecuada de los residuos plásticos generados en las actividades agrícolas se ha convertido en un tema de creciente interés en la comunidad científica y en la sociedad en general. A medida que la población mundial sigue creciendo, la demanda de alimentos también aumenta, lo que a su vez aumenta la producción agrícola y, por lo tanto, la cantidad de residuos plásticos generados. A pesar de que los plásticos son un material útil y versátil, su mal manejo puede tener efectos negativos en el medio ambiente y en la salud humana (Accinelli, y otros, 2019)

En el ámbito agrícola, estos residuos son generados en grandes cantidades y su correcto manejo es fundamental para minimizar su impacto ambiental y maximizar la sostenibilidad del sector. Los residuos plásticos agrícolas se originan principalmente en el uso de envases y film para la protección de cultivos, así como en la utilización de elementos de riego y sistemas de protección solar. Estos residuos pueden ser reciclados o reutilizados, pero también pueden convertirse en una fuente de contaminación si no se

gestionan adecuadamente. En este contexto, la investigación científica ha tenido un papel importante en el desarrollo de tecnologías y estrategias para la gestión adecuada de estos residuos.

En la actualidad el sector agrícola, frente a varios retos ya que, si los residuos plásticos se dejan en el campo después de la cosecha, pueden generar contaminación en el suelo y dificultar el crecimiento de las plantas (Anagnosti et al., 2021). Algunos plásticos tardan mucho tiempo en descomponerse, lo que significa que pueden permanecer en el suelo por cientos de años y afectar su calidad. Además, los residuos plásticos pueden contaminar las fuentes de agua cercanas al campo y liberar productos químicos tóxicos si se descomponen en el agua, lo que puede afectar la salud de los animales y las personas (Alvim et al., 2021). Los residuos plásticos también pueden ser peligrosos para los animales que pastan en el campo, ya que pueden confundirlos con alimentos y su ingestión puede causar problemas de salud. Por otro lado, la eliminación adecuada de los residuos plásticos en la agricultura puede mejorar la eficiencia en la cosecha, reducir el riesgo de lesiones y aumentar la productividad, lo que ayuda a mantener un campo limpio y organizado (FAO, 2021).

La gestión adecuada de los residuos plásticos generados en las actividades agrícolas es fundamental para garantizar la sostenibilidad del sector, en este sentido, la valorización de los residuos plásticos agrícolas se presenta como una solución sostenible y rentable para su gestión adecuada. La valorización implica convertir los residuos en productos útiles, como biocombustibles, fertilizantes y materiales para la construcción, entre otros (Istel & Jedelhauser, 2021). Al valorizar los residuos plásticos, se puede reducir la cantidad de residuos enviados a los vertederos y se puede evitar la liberación de sustancias tóxicas al medio ambiente.

La Cooperativa comenzó identificando la cantidad y tipos de residuos plásticos que se generaban en las fincas de las personas asociadas, y luego identificó acciones para cumplir con la jerarquización de residuos (evitar, reducir, reutilizar, valorizar y disponer). Durante la elaboración del plan se procuró no afectar la eficiencia del sistema productivo.

Se encontró que los principales resultados se visualizan en las etapas de reutilización y valorización de los residuos plásticos. A través de la gestión de encadenamientos productivos y la valorización de los residuos plásticos, se han desarrollado propuestas de negocio que podrían convertirse en un ingreso alternativo.

2. Metodología

El enfoque de la experiencia es descriptivo, por lo que se siguieron los pasos a continuación para poder hacer una representación del resultado de la actividad en la cooperativa. Los pasos para poder generar la experiencia fueron:

- a) **Identificación y caracterización de los residuos plásticos:** El primer paso fue identificar los residuos plásticos generados en las actividades agrícolas y caracterizarlos según su composición, tamaño y cantidad. Luego de esto se eligieron los 3 materiales que más volumen producen en la cooperativa.
- b) **Análisis de la normativa vigente:** Es necesario conocer la normativa aplicable en materia de gestión de residuos plásticos en el ámbito agrícola, tanto a nivel nacional como regional o local.
- c) **Evaluación de alternativas de gestión:** Se deben evaluar las diferentes alternativas para gestionar los residuos plásticos, considerando aspectos como la eficacia, la eficiencia y el impacto ambiental. Después se **seleccionó de la mejor alternativa:** Una vez evaluadas las alternativas, se debe seleccionar la mejor opción para gestionar los residuos plásticos generados en las actividades agrícolas.

La investigación se realizó en una cooperativa de productores de flores, ubicada en Llano Grande de Cartago, Costa Rica.

3. Resultados

a. Identificación y caracterización de los residuos plásticos: La producción de flores genera una gran cantidad de residuos plásticos en un área de hectárea. La cantidad aproximada de residuos plásticos que se genera en la floricultura varía según la escala de producción, los métodos de cultivo y las prácticas de gestión de residuos adoptadas. Sin embargo, la producción de flores puede generar grandes cantidades de residuos plásticos debido al uso de plásticos para cubrir las estructuras de invernadero, proteger las plantas de los cambios climáticos, envolver las flores y para empacar y transportarlas, por lo que no se puede generalizar los resultados.

Por observación y como resultado de experiencia y algunas revisiones bibliográficas se llega al resultado de que la producción de flores puede generar entre 8 y 14 toneladas de residuos plásticos por hectárea por año, aunque esta cifra puede variar ampliamente según las prácticas de gestión de residuos adoptadas por los productores.

Los residuos están compuestos por tres materiales principalmente, que son Envases de Agroquímicos de Polipropileno, Envases de Agroquímicos de Polietileno de Alta Densidad, Plástico de invernadero y cinta de goteo de polietileno de baja densidad

Los envases de agroquímicos de Polipropileno: estos están hechos del denominado PP, que es un material termoplástico que se genera mediante la polimerización de moléculas de propileno. Los envases de agroquímicos de polietileno de alta densidad, están hechos de polietileno de alta densidad o por sus siglas en inglés HDPE consiste en un polímero sintético termoplástico, el cual se obtiene por medio de una reacción denominada polimerización del polietileno a partir de etanol. Y por el plástico de invernadero y cinta de goteo de polietileno de baja densidad, están hechas de polietileno de baja densidad (LDPE; por sus siglas en inglés) se sintetiza de tal manera que se forma un polímero ramificado.

b. Análisis de la normativa vigente: La normativa de Costa Rica sobre los residuos plásticos es una iniciativa importante para mejorar la calidad del medio ambiente. Esto se logra a través de la implementación de políticas que limitan el uso y producción excesivos de productos plásticos, así como su descarte en áreas no autorizadas. El objetivo principal es reducir al mínimo los dañinos efectos del uso indiscriminado y mal manejo de esta materia prima tan valiosa para el planeta.

En Costa Rica, la regulación sobre el uso de plásticos agrícolas se encuentra principalmente en la Ley de Gestión Integral de Residuos (Ley No. 8839) (SCIJ, 2023) y Ley para combatir la contaminación por plástico y proteger el ambiente (N° 9786). (SCIJ, 2023), a su vez se cuenta con la directriz El Ministerio de Ambiente y Energía firmó la directriz N°SINAC-DE-944-2020 que empezará a regir a partir del 25 de febrero de 2021. En general, la normativa establece que los productores, distribuidores y usuarios de plásticos agrícolas tienen la responsabilidad de manejarlos de forma adecuada para evitar su impacto negativo en el medio ambiente. En particular, se requiere que los plásticos agrícolas sean utilizados de manera responsable, se recojan y se manejen adecuadamente, y se sometan a procesos de reciclaje o disposición final apropiados.

El Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica ha emitido una serie de guías y recomendaciones para el uso de plásticos agrícolas en diversas actividades, como la producción de cultivos protegidos y la protección de suelos. Estas guías incluyen sugerencias sobre la selección, el uso y la disposición de los plásticos agrícolas. Es importante destacar que en Costa Rica existen iniciativas y programas para fomentar la reducción del uso de plásticos agrícolas y la adopción de alternativas más sostenibles, como la agricultura orgánica y la agroecología.

c. Evaluación de alternativas de gestión: se evaluaron varias alternativas que podrían ajustarse a las posibilidades de la cooperativa. Estas se detallan a continuación:

c.1 Reducción del uso de plásticos: Una opción eficaz y eficiente es reducir la cantidad de plásticos agrícolas utilizados en primer lugar. Los agricultores pueden utilizar técnicas de cultivo sin suelo o usar cubiertas de cultivos naturales en lugar de plásticos para reducir la cantidad de residuos generados. Esta opción también

puede ser rentable a largo plazo, ya que los costos de los plásticos pueden ser altos. Esto se puede hacer mediante la planificación de la compra de insumos ya sea porque se sustituyan por prácticas más amigables al ambiente o de menor impacto a este.

c.2 Reciclaje: El reciclaje es una alternativa efectiva y eficiente para reducir los residuos plásticos agrícolas. Las personas productoras, pueden trabajar con empresas de reciclaje para recolectar y reciclar los plásticos. Además, algunos fabricantes de plásticos ofrecen programas de reciclaje de sus productos, lo que puede reducir los costos para los agricultores. El impacto ambiental de esta opción depende en gran medida del destino final de los residuos, por lo que es importante trabajar con empresas de reciclaje que tengan prácticas ambientales responsables. Se tienen ubicadas dos opciones que son, un intermediario que entrega materia prima para la producción de plásticos, actualmente se realiza de manera informal pero la idea es formalizar la alianza y establecer una oferta al intermediario para que la recolección sea constante. La otra opción es en coordinación con la municipalidad de Cartago, para visualice a la cooperativa como un posible socio en el proyecto de producción de asfalto con mezcla plástica, ya que actualmente esto es un piloto de un proyecto en marcha, pero se espera que la implementación sea exitosa y pueda incluir más socios a la actividad

c.3 Reutilización: La reutilización de plásticos agrícolas es otra alternativa efectiva y eficiente. Los agricultores pueden utilizar los plásticos para otros fines, como la construcción de invernaderos o la fabricación de muebles de jardín. Esta opción puede ser rentable y reducir el impacto ambiental al evitar la necesidad de producir nuevos plásticos. Se visualiza la posibilidad de valorizar el plástico para producción de madera plástica. Este proyecto requiere de una inversión que aún o ha sido detallada, pero es considerable, por lo que se espera ubicar posibilidades de financiamiento de un nuevo proyecto productivo. Este se plantea por etapas, para que inicialmente sea el acopio ya que y el acondicionamiento del material. El acopio se considera ya que se necesitan altos volúmenes para la producción constante el acondicionamiento del material, pues es necesario para la producción de piezas y por últimos se visualiza la producción del material, siendo esto una nueva oportunidad de ingreso y generador de nuevos empleos en el sector.

Por tanto, se identifica que la valorización o encadenamiento formal con un gestor de residuos plásticos son las opciones más viables para la gestión del residuos plástico generado en la actividad agrícola de la cooperativa

4. Discusión

En primer lugar, es importante destacar que los residuos plásticos son un problema ambiental cada vez más preocupante debido a su larga vida útil y la dificultad para su descomposición. Además, los plásticos pueden liberar sustancias tóxicas al medio ambiente, lo que puede afectar a la salud de los ecosistemas y los seres humanos que los habitan.

En este contexto, la producción de flores es una actividad que puede generar grandes cantidades de residuos plásticos, principalmente debido al uso de plásticos para cubrir las estructuras de invernadero, proteger las plantas de los cambios climáticos y empacar y transportar las flores.

Por lo tanto, es fundamental que los productores de flores implementen prácticas de gestión de residuos más eficientes para reducir la cantidad de residuos plásticos generados y minimizar su impacto ambiental. Algunas medidas que se podrían adoptar incluyen la reducción del uso de plásticos en la producción y el transporte de flores, el reciclaje de los residuos plásticos generados y la implementación de programas de educación para sensibilizar a los trabajadores y a los consumidores sobre la importancia de la gestión adecuada de los residuos plásticos.

Es importante destacar que la gestión adecuada de los residuos plásticos no solo tiene beneficios ambientales, sino también económicos y sociales. Por ejemplo, la implementación de prácticas de gestión

de residuos más eficientes puede reducir los costos de producción y mejorar la imagen de la empresa ante los consumidores y la sociedad en general.

La normativa vigente en Costa Rica para el manejo de residuos plásticos agrícolas es un paso importante para mejorar la calidad del medio ambiente. Sin embargo, su efectividad dependerá de la implementación adecuada y la cooperación de todos los actores involucrados en la producción y manejo de plásticos agrícolas. Es necesario que se establezcan medidas efectivas de seguimiento y monitoreo para garantizar el cumplimiento de la normativa y la correcta disposición de los residuos plásticos.

Se identifica, que la normativa y las guías emitidas por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica deben ser actualizadas y adaptadas constantemente para garantizar que se estén abordando los problemas actuales y futuros relacionados con el manejo de residuos plásticos agrícolas. También es fundamental involucrar a la sociedad y educar a la población sobre la importancia del uso responsable de plásticos y la necesidad de su correcta disposición final.

En última instancia, se necesita un enfoque multidisciplinario y una cooperación a nivel nacional e internacional para abordar el problema de los residuos plásticos de manera efectiva y sostenible. Se deben seguir explorando nuevas tecnologías y alternativas para reducir el uso de plásticos y mejorar su reciclaje y disposición final. La normativa es un paso importante, pero se necesita un esfuerzo conjunto para lograr un impacto significativo en la reducción de la contaminación plástica en Costa Rica y en todo el mundo.

Con respecto a las alternativas de gestión: La primera opción es reducir la cantidad de plásticos agrícolas utilizados en primer lugar. Los agricultores pueden utilizar técnicas de cultivo sin suelo o usar cubiertas de cultivos naturales en lugar de plásticos para reducir la cantidad de residuos generados. Esta opción puede ser rentable a largo plazo, ya que los costos de los plásticos pueden ser altos.

La segunda opción es reciclar los residuos plásticos agrícolas. Los agricultores pueden trabajar con empresas de reciclaje para recolectar y reciclar los plásticos. Esta opción puede reducir los costos para los agricultores y reducir el impacto ambiental, siempre y cuando se trabaje con empresas de reciclaje que tengan prácticas ambientales responsables.

La tercera opción es reutilizar los plásticos agrícolas. Los agricultores pueden utilizar los plásticos para otros fines, como la construcción de invernaderos o la fabricación de muebles de jardín. Esta opción puede ser rentable y reducir el impacto ambiental al evitar la necesidad de producir nuevos plásticos. Además, se visualiza la posibilidad de valorizar el plástico para producción de madera plástica, lo que podría generar nuevos empleos en el sector.

Es importante destacar que estas opciones no son mutuamente excluyentes y pueden ser combinadas para maximizar la reducción de residuos plásticos agrícolas. Sin embargo, es crucial que se realice una planificación adecuada y se establezcan alianzas estratégicas con empresas de reciclaje y/o intermediarios para la recolección de los residuos plásticos.

5. Conclusiones

1. Es necesario adoptar prácticas de gestión de residuos adecuadas y buscar alternativas más sostenibles para reducir el impacto ambiental de la producción de flores. Además, es importante seguir investigando y caracterizando los residuos plásticos para desarrollar soluciones de gestión de residuos más efectivas.
2. La normativa vigente en Costa Rica es una iniciativa importante para mejorar la calidad del medio ambiente y proteger los recursos naturales del país. Es necesario que los productores, distribuidores y usuarios de plásticos agrícolas asuman su responsabilidad en el manejo adecuado de estos materiales y se comprometan a adoptar prácticas más sostenibles en la producción de flores y otros cultivos. La

educación y la conciencia ambiental son fundamentales para lograr un manejo adecuado de los residuos plásticos en el país.

3. La reducción del uso de plásticos, el reciclaje y la reutilización son opciones efectivas y eficientes para reducir los residuos plásticos agrícolas. Se requiere de una planificación adecuada y de alianzas estratégicas para su implementación exitosa y sostenible.
4. Las alianzas estratégicas con empresas de reciclaje y/o intermediarios son una solución a corto plazo del gestor adecuado de los residuos plásticos
5. La valorización de residuos plásticos en la agricultura puede ser una nueva fuente de ingreso y de empleo en el sector agrícola.

Bibliografía

- Accinelli, C. A., Shier, W., Vicari, A., Little, N., Aloise, M., & Giacomini, S. (2019). Degradation of microplastic. *Chemosphere*, pp.645-650.
- Alvim, C., Bes-Piá, M., & Mendoza-Roca, J. (2021). An innovative approach to the application of ultrasounds to remove polyethylene microspheres from activated sludge. *Separation and Purification Technology*, p.118429.
- Anagnosti, L., Varvaresou, A., Pavlou, P., Protopapa, E., & Carayanni, V. (2021). Worldwide actions against plastic pollution from microbeads and microplastics in cosmetics focusing on European policies. Has the issue been handled effectively? *Marine Pollution Bulletin*, p.111883.
- FAO, (. (2021). *Assessment of agricultural plastics and their*. Obtenido de <https://doi.org/10.4060/cb7856en>.
- Istel, K., & Jedelhauser, M. (2021). *Plastics in Soil*. NABU. Obtenido de https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/konsumressourcenmuell/2021_factsheet_nabu_plastics_soils_english.pdf.
- SCIJ, (. C. (2023). *Ley para la Gestión Integral de Residuos*. Obtenido de https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=68300&nValor3=83024&strTipM=TC.
- SCJI, (. C. (2023). *Procuraduría General de la República*. Obtenido de https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=68300&nValor3=83024&strTipM=TC.

EXPERIENCIA DE PRODUCCION DE BIOCARBÓN MEDIANTE EL MÉTODO CORTINA DE FUEGO

Jiménez-Morales, María Fernanda^{1*}; Brenes-Peralta, Laura Patricia¹; Campos-Rodríguez, Roel¹; Villagrama-Mendoza, Karolina²

¹Grupo de Gestión Ambiental en Agronegocios, Laboratorio EcoPlant, Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica.

² Escuela de Ingeniería Agrícola, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

*mfjm09@gmail.com

Resumen

La producción de biocarbón a partir de residuos de biomasa mediante el método cortina de fuego es un proceso eficiente y económico que permite aprovechar materia orgánica que de otra manera se desperdiciaría. El biocarbón producido tiene características favorables para su uso como combustible, especialmente en procesos de generación de energía, debido a su alto poder calorífico y baja humedad. Este método puede aplicarse a una gran variedad de residuos de biomasa, lo que amplía la posibilidad de encontrar fuentes de materia prima para la producción de biocarbón en diferentes lugares.

Sin embargo, la producción de biocarbón también tiene desafíos y limitaciones que deben ser considerados. Es fundamental implementar medidas de control y prevención de emisiones y residuos para minimizar su impacto ambiental negativo. Además, es importante no considerar la producción de biocarbón como una solución única para la generación de energía renovable, sino promover otras fuentes de energía renovable y la eficiencia energética en los procesos industriales y domésticos para reducir la dependencia de los combustibles fósiles y mitigar el cambio climático.

En resumen, la producción de biocarbón mediante el método cortina de fuego puede ser una alternativa interesante para la generación de energía renovable a partir de residuos de biomasa, pero se deben considerar los desafíos y limitaciones asociados a este proceso y fomentar el uso de otras fuentes de energía renovable y la eficiencia energética para garantizar un futuro sostenible.

Palabras Clave: Biocarbón, biomasa residual, cortina de fuego.

1. Introducción

La producción de alimentos y la protección de los suelos son temas cruciales para la sostenibilidad del planeta. Sin embargo, la práctica agrícola para dicha producción de alimentos puede impactar negativamente en la calidad del suelo, reduciendo su capacidad productiva y la biodiversidad (Jeffery et al., 2011). La utilización de biocarbón, producido a partir de biomasa residual, puede ser una alternativa sostenible y rentable para mejorar la calidad del suelo y reducir el impacto ambiental. En este artículo, se discutirán los beneficios del uso de biocarbón como enmienda del suelo, y se presentará el método de cortina de fuego para su producción.

El biocarbón es el resultado de la pirólisis de biomasa vegetal, que produce un material carbonoso estable y altamente poroso. Este material tiene una gran capacidad de retener agua, nutrientes y microorganismos,

mejorando la calidad y la fertilidad del suelo (Gaskin et al., 2008). Además, el biocarbón es altamente resistente a la descomposición, lo que significa que tiene un efecto a largo plazo en la mejora del suelo, al usarse como enmienda.

La utilización de biocarbón como enmienda del suelo tiene múltiples beneficios. Por un lado, mejora la capacidad de retención de agua del suelo, reduciendo la necesidad de riego y la erosión del suelo (Sohi et al., 2010). Por otro lado, mejora la fertilidad del suelo, ya que actúa como un fertilizante de liberación lenta, a su vez, mejorando la vida microbiana del suelo.

La producción de biocarbón puede realizarse a partir de biomasa residual de la actividad agrícola, lo que lo convierte en una práctica sostenible y rentable. La biomasa residual puede ser residuos de jardín, de cultivos agrícolas, o incluso de la industria forestal. Estos residuos son procesados mediante la pirólisis, produciendo biocarbón y gases (Van Zwieten et al., 2010) Estos gases pueden ser utilizados como combustible, reduciendo el impacto ambiental de la producción de biocarbón. Lo que nos muestra su potencial como una alternativa sostenible para la producción de energía y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Existen distintos métodos para la producción de biocarbón, siendo uno de ellos el método de cortina de fuego. El método de cortina de fuego para la producción de biocarbón es una técnica que consiste en quemar la biomasa en un ambiente con bajo contenido de oxígeno para producir biocarbón. Este método ha sido estudiado por varios investigadores en la búsqueda de una alternativa sostenible y rentable para la producción de carbón vegetal, y consiste en apilar la biomasa en una fosa, y prenderle fuego en un extremo de la pila. A medida que el fuego se propaga a lo largo de la pila, se genera biocarbón en el extremo opuesto. Este biocarbón puede ser recolectado y utilizado como enmienda del suelo.

Un estudio realizado por Gómez-Barea et al., (2016) evaluó el rendimiento y la calidad del biocarbón producido utilizando el método de cortina de fuego. Los resultados mostraron que este método produce biocarbón con un rendimiento de hasta el 25% de la biomasa utilizada y una calidad similar al carbón vegetal producido por métodos tradicionales. Otro estudio de Lynam et al., (2018) analizó la efectividad del método de cortina de fuego en la producción de biocarbón a partir de residuos de olivo. Los resultados indicaron que este método es una técnica prometedora para la producción de biocarbón de alta calidad a partir de residuos de cultivos.

2. Metodología

Al ser este artículo una sistematización de una experiencia se utilizó una metodología descriptiva, que se enfoca en recopilar, analizar y reflexionar sobre la información y los aprendizajes obtenidos a partir de una experiencia o conjunto de experiencias.

Inicialmente se realizó una revisión bibliográfica y recopilación de información que se concretó en un "Manual para la preparación de biocarbón por el método de cortina de fuego" (Jimenez-Morales et al., 2022) que fue el que se utilizó como guía para la elaboración de la experiencia. Para esta práctica se utilizó la producción de Biocarbón mediante el método cortina de fuego en una paila metálica.

El material utilizado para la producción de biocarbón fue material residual maderable (teca), se utilizaron también podas de Jardín (rastros secos) y residuos de bambú. Previamente este material fue recolectado y se dejó en un espacio acondicionado, con un techo secando, por aproximadamente 15 días (en época de verano). Luego se clasificó el material, tratando de unificarlo por tamaños, agrupándolo de los más pequeños a los más grandes.

Se buscó un espacio donde se pudiera colocar una paila metálica, a cielo abierto, sin riesgo de generar un incendio y un espacio donde se pudiera tener todo el material disponible. Se recomienda que este espacio cuente con la cercanía de un suministro de agua (tener una manguera), un elemento largo ya sea un rastrillo

o asada que tenga un mango de más de 2m de largo (para poder mover el material), palas, bolsa plásticas, sacos y recipientes con tapa.

3. Resultados

El primer resultado, en la experiencia de producción se obtuvo el establecimiento de los pasos básicos con su descripción detallada de tal forma, que cualquier persona productora pueda desarrollarlo y se detalla a continuación:

En términos generales, los pasos comunes del proceso de producción de biocarbón son los siguientes:

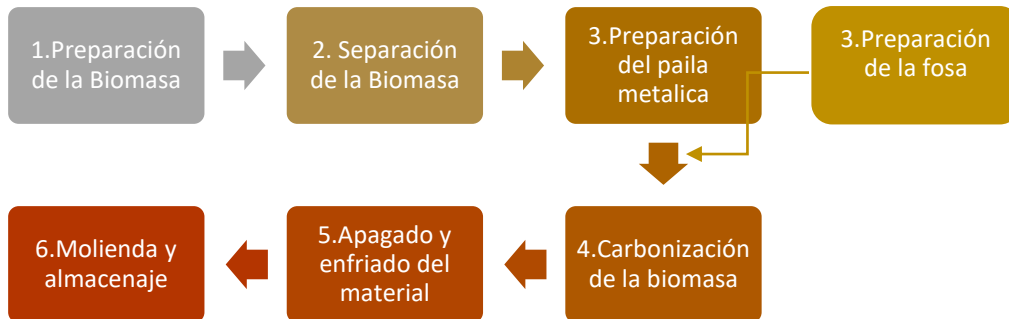


Figura 1. Esquema de producción de Biocarbón bajo el método cortina de fuego

- a) **Preparación de la Biomasa:** se puede utilizar diversos materiales que sean inflamables, tales como ramas, tablas, palos y rastrojos, para preparar la biomasa. En esta caso se utilizaron residuos de jardín, residuos de podas, residuos de producción de teca y residuos de bambú. Es necesario que el material esté completamente seco, sin partes verdes ni humedad de lluvia, lo que se puede lograr cubriéndolo con plástico transparente durante algunas semanas. Se recomienda que el largo máximo de los materiales sea de 2 metros para empezar, aunque con la experiencia se podrá determinar el largo más adecuado. Asimismo, se recomienda que el grosor máximo sea de 5 centímetros, siendo posible utilizar herramientas como una motosierra o un aserradero portátil para cortar el material. Si se dispone de troncos, se pueden cortar en "galletas". El uso de piezas más gruesas puede retrasar el proceso y volverlo menos eficiente o causar alguna explosión y algún accidente.
- b) **Separación de la Biomasa:** Es importante clasificar el material según su grosor y tamaño. Si el material es delgado, se puede preparar más carbón en el mismo tiempo en comparación con piezas gruesas que tardan más en procesarse y pueden convertirse en ceniza. Si se utiliza bambú u otro material similar, es mejor cortarlo o dividirlo a lo largo para evitar que las celdas cerradas exploten. No se recomienda utilizar materiales en partículas como aserrín, broza, cascarilla o hojarasca, ya que esto puede apagar la llama y producir mucho humo, y en este proceso esa situación debe evitarse.
- c) **Preparación de la piala o la fosa:** en este caso se decidió utilizar un paila metálica para producir el biocarbón, esta es un implemento portátil para evitar la necesidad de cavar una fosa. Hay varias formas de preparar una paila, pero el siguiente método ha demostrado ser efectivo. Los diseños y planos de corte y doblado de las láminas metálicas para dos tamaños de paila se encuentran al final del documento. Se recomienda utilizar lámina de hierro negro sin pulir de 1,5 mm de espesor para garantizar la durabilidad y un peso adecuado. Para reforzar el borde o boca de la paila, se recomienda utilizar un ángulo de 2 pulgadas con 2 mm de espesor o más. El ángulo se coloca encima del borde y se suelda por dentro y por fuera, seguido o con puntos cada pulgada, para que el borde no quede expuesto.

Para esta experiencia no fue necesario la preparación de una fosa, pero en caso de que no tengas una paila disponible, es posible construir una fosa para realizar ciertas actividades. Para ello, debes elegir un lugar alejado de materiales inflamables, marcar un área rectangular de 1,5 m X 2,5 m y excavar un agujero con paredes inclinadas de aproximadamente 75 cm de profundidad. Si solo necesitas probar con una pequeña cantidad de material, también puedes construir una fosa redonda de 60 cm de profundidad y 75 cm de diámetro. Es importante asegurarse de que la fosa esté libre de agua y hacer un canal alrededor para evitar que la lluvia entre en ella. Si es necesario, se puede cubrir la fosa con láminas o plástico para evitar la inundación. Con la experiencia, se puede ajustar el tamaño y la forma de la fosa según las necesidades.

- d) **Carbonización de la Biomasa:** Para realizar la carbonización, se recomienda tener a mano una manguera conectada al agua o unos 100 L de agua y algo para rociarla sobre el carbón sin acercarse demasiado, además de un objeto para revolver el carbón cuando aún esté caliente, como un azadón, un rastrillo o un trinche. Es recomendable usar ropa de algodón, manga larga, sombrero, guantes de cuero y careta. También se necesitan recipientes, sacos o bolsas donde almacenar el carbón. Para evitar afectar a otros con el humo que se pueda producir, se recomienda realizar la carbonización entre las 8 a.m. y las 4 p.m. y trabajar con el lema "cuido la llama para evitar el humo".

Para iniciar la fogata, se debe utilizar material fácil de encender, como rastrojos, zacate seco, astillas o ramillas, y agregar material cada vez más grueso, incrementando la fogata. La siguiente etapa consiste en obtener una fogata fuerte extendida por todo el fondo del hueco o paila. Luego, se deben poner capas dispersas de material nuevo, asegurándose de no extinguir las llamas y cubrir todo el carbón. Es importante poner solo material del mismo grosor en cada nueva capa, y si se produce humo al hacer una nueva capa, se debe poner menos material la próxima vez. Cada dos o tres capas, se debe aplastar el carbón con fuerza para que esté compactado y no entre aire. Se debe evitar el material verde y cualquier pieza que se queme muy lentamente debe retirarse y apagarse con agua. No se debe echar aserrín ni materiales particulados, ya que extinguirán la llama. Finalmente, cuando el nivel del carbón se acerca al borde superior de la paila o se acaba la materia prima, se debe dejar que las llamas se extingan completamente.

- e) **Apagado del material:** Después de que las llamas se apaguen por completo, es necesario rociar el carbón con pequeñas cantidades de agua y mezclarlo. Este proceso debe repetirse hasta que el carbón se pueda tocar con la mano sin sentir dolor. Es importante evitar empapar el carbón para evitar problemas durante la molienda. Además, debe sacar los pedazos que no se hayan carbonizado completamente para darles otro uso.
- f) **Molienda y almacenaje:** Para utilizar el carbón como un mejorador de suelos, es necesario molerlo, triturarlo o romperlo en trozos del tamaño de una arena gruesa. Si el 90% del carbón pasa a través de un tamiz de 5 mm o todo pasa a través de un tamiz de 1 cm, es suficiente. Los pedazos grandes se deben volver a moler. Si el carbón está muy mojado, deberá extenderse al sol para que se seque por algunas horas o días. Se debe evitar respirar el polvo del carbón y trabajar en lugares ventilados con brisa y con precaución. Para triturar el carbón, se pueden usar picadoras y trituradoras de ramas, pero si está mojado, puede haber problemas. Hay otros métodos para lograr que el carbón se convierta en partículas de menos de 1 cm, como pasarle un chapulín, rodillos o romperlo en sacos. Se debe ser inventivo, pero siempre cuidando la salud. Al final de la molienda, es conveniente rociar porciones de agua y mezclar hasta que no levante polvo al manipularlo, para facilitar su manejo posterior. Para almacenar el carbón, es importante comprimirlo en contenedores como barriles o estañones que permitan su aislamiento del aire. Incluso si el carbón está húmedo y frío, puede encenderse espontáneamente si está expuesto al aire, lo que puede causar daños a estructuras cercanas. Algunas

bolsas y sacos pueden ser lo suficientemente fuertes como para evitar la entrada de aire, pero se deben mantener alejados de objetos que puedan dañarse si el carbón se enciende espontáneamente.

Además, la experiencia de producción de biocarbón con biomasa residual mediante el método cortina de fuego ha arrojado resultados muy prometedores. En primer lugar, se ha podido comprobar que este método es muy eficiente en la producción de biocarbón a partir de residuos de biomasa, lo que significa que se puede aprovechar una gran cantidad de materia orgánica que de otra manera se desperdiciaría.

En términos de calidad del biocarbón producido, se ha observado que presenta características muy favorables para su uso como combustible. En concreto, se ha constatado que el biocarbón producido mediante el método cortina de fuego presenta un alto poder calorífico, lo que significa que puede generar una gran cantidad de energía por unidad de masa. Además, se ha comprobado que el biocarbón producido es muy estable y tiene una baja humedad, lo que lo hace especialmente adecuado para su uso como combustible en procesos de generación de energía.

Otro aspecto importante a destacar es que el método cortina de fuego resulta ser muy sencillo y económico de implementar. A diferencia de otros métodos de producción de biocarbón, este no requiere de grandes inversiones en maquinaria o equipos sofisticados, lo que lo hace especialmente atractivo para pequeñas y medianas empresas que quieran aprovechar residuos de biomasa para producir biocarbón.

4. Discusión

Sin duda, la producción de biocarbón a partir de residuos de biomasa mediante el método cortina de fuego puede ser una opción muy interesante para aprovechar estos recursos orgánicos y generar una fuente de energía renovable.

Una de las ventajas más importantes de este método es que puede ser aplicado a una gran variedad de residuos de biomasa, lo que amplía la posibilidad de encontrar fuentes de materia prima para la producción de biocarbón en diferentes lugares. Además, el hecho de que este método sea sencillo y económico de implementar lo hace especialmente atractivo para pequeñas y medianas empresas que quieran aprovechar estos residuos para generar energía.

Otro aspecto a destacar es la calidad del biocarbón producido mediante este método. Al tener un alto poder calorífico y baja humedad, el biocarbón generado puede ser utilizado como combustible en procesos de generación de energía, lo que supone una alternativa más sostenible que el uso de combustibles fósiles.

No obstante, es importante señalar que la producción de biocarbón no está exenta de retos y desafíos. En primer lugar, es necesario tener en cuenta que, al igual que cualquier otro proceso industrial, la producción de biocarbón puede tener un impacto ambiental negativo si no se lleva a cabo de manera adecuada. Por tanto, es fundamental que se implementen medidas de control y prevención de emisiones y residuos, así como la realización de estudios de impacto ambiental para garantizar que la producción de biocarbón sea sostenible y respetuosa con el medio ambiente.

Asimismo, es importante tener en cuenta que la producción de biocarbón no debe ser vista como una solución única para la generación de energía renovable. Es necesario fomentar el uso de otras fuentes de energía renovable, como la solar, eólica o hidráulica, y promover la eficiencia energética en los procesos industriales y domésticos para reducir la dependencia de los combustibles fósiles y mitigar el cambio climático.

En resumen, la producción de biocarbón mediante el método cortina de fuego puede ser una alternativa interesante para la generación de energía renovable a partir de residuos de biomasa. Sin embargo, es importante tener en cuenta los desafíos y limitaciones asociados a este proceso y

considerar la necesidad de promover otras fuentes de energía renovable y la eficiencia energética para garantizar un futuro sostenible.

5. Conclusión

La metodología de producción de biocarbón mediante el método de cortina de fuego es una técnica innovadora y sostenible que tiene un gran potencial para su uso en una variedad de aplicaciones.

La producción de biocarbón de alta calidad a partir de biomasa es una forma eficiente de convertir los residuos orgánicos en un producto útil y valioso, y puede contribuir a la reducción de la contaminación ambiental y al desarrollo sostenible.

La producción de biocarbón a partir de biomasa residual es un campo de investigación prometedor para lograr una producción energética más sostenible y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

Bibliografía

- Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K., Das, K. C., & Bibens, B. (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE*, 51(6), 2061-2069.
- Gómez-Barea, A., Drigo, R., Caballero, J. A., & Carrasco, J. (2016). Production of biochar by the slow pyrolysis of biomass in a low oxygen atmosphere: a review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 122, 189-196.
- Jeffery, S. V. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 175-187.
- Jimenez-Morales, Fernanda, M., Villagra Mendoza, K., Quesada Kimzey, J., & Masís Meléndez, F. (2022). *Manual de biocarbón por el método de cortina de Fuego*. Cartago; Costa Rica : La Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). Biochar for environmental management: an introduction. *In Biochar for environmental management: science and technology*, pp. 1-12.
- Lynam, J. G., Vamvuka, D., Zabaniotou, A., & Wilson, S. (2018). Biochar from olive mill waste: a review. *Waste Management*, 75, 100-114.
- Mukherjee, A., Zimmerman, A. R., & Harris, W. (2011). Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 163(3-4), 247-255.
- Quesada-Kimzey, J. (3 de mayo de 2022). Producción de Biocarbón mediante el método cortina de Fuego. (M. F. Jiménez- Morales, Entrevistador)
- Sohi, S. P., Krull, E., Lopez-Capel, E., & Bol, R. .. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in agronomy.*, 105, 47-82.
- University, W. F. (2017). *www.cincia.wfu.edu*. Obtenido de Centro de Innovación Científica Amazónica : <https://cincia.wfu.edu/prensa/video-y-audio/que-es-el-biocarbon/>
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., & Cowie, A. (2010). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327(1-2), 235-246.



X SIMPOSIO **IBEROAMERICANO**
DE INGENIERÍA DE RESIDUOS
CASTELLÓ DE LA PLANA (ESPAÑA) 20, 21 y 22 de junio de 2023
HACIA LA CIRCULARIDAD Y EL RESIDUO CERO

ANÁLISIS DE INVESTIGACIÓN DE RESIDUOS EN LA REGIÓN NORDESTE DE BRASIL

Pereira Santana, Maria Luciémilly^{1*}; Gomes Voronkoff Carnaúba, Tania Maria²

¹Campus de Engenharias e Ciências Agrárias, Universidade Federal de Alagoas, Brazil

²Campus Arapiraca, Universidade Federal de Alagoas, Brazil

*maria.santana@ceca.ufal.br

Resumen

El presente trabajo trata de un análisis de investigación sobre los residuos sólidos urbanos (RSU) introduciendo datos cuantitativos y cualitativos a partir de los datos obtenidos de los macrorregiones del país, según un diagnóstico de gestión de residuos proporcionado por el Sistema Nacional de Información sobre Saneamiento y el Plan Nacional de Residuos Sólidos. Partiendo de la necesidad de evaluar los valores expresivos de los residuos sólidos de la región nordeste, que representa la mayor cantidad de estados del país, recolectores y vertedero a cielo abierto. Por lo tanto, sus unidades de tratamiento de residuos fueron analizadas con un enfoque en comprender su estado de gestión ante el alto número de vertederos a cielo abierto y la desigualdad social de este macrorregión.

Palabras clave: Residuos sólidos urbanos; Unidad de clasificación; Vertedero;

1. Introducción

En el Nordeste, existe la necesidad de trabajar con eficacia en la gestión de residuos sólidos para minimizar los problemas socioambientales, generar empleos y, lo más importante, sensibilizar y tener una mirada crítica sobre este tema tan relevante para el éxito de la región más precaria. en Brasil (DO NASCIMENTO, 2021).

El Sistema de Información Nacional de Saneamiento (SNIS), vinculado a la Secretaría Nacional de Saneamiento del Ministerio de Desarrollo Regional (SNS/MDR), recopila, desde 2002, información sobre la prestación del servicio de gestión de residuos sólidos urbanos (SNIS, 2021).

Según (art. 9 del PNRS) I en el manejo de los residuos sólidos, el orden de prioridad es la no generación, reducción, reutilización, reciclaje, tratamiento de los residuos sólidos y disposición final ambientalmente adecuada de los residuos (art. 9 del PNRS) PNRS). Así, cuando se generan residuos sólidos y la reutilización y el reciclaje no son posibles, se deben considerar las posibilidades de compostaje y uso de energía antes de la disposición final (Ministério do Meio Ambiente, 2012; RAMOS, 2020)

Según el Plan Nacional de Residuos Sólidos, la mayor parte de los residuos urbanos producidos en Brasil consiste en materia orgánica, el 50% del total y materia seca que representa el 32%. La materia orgánica se desecha mezclada con otros residuos, lo que hace inviable su aprovechamiento y acciones de reciclaje (Ministério do Meio Ambiente, 2020)



El SNIS-RS (2019), contabilizando los rellenos sanitarios, rellenos controlados y vertederos, constató que en las 511 UP había 6.751 colectores declarados, de los cuales el 51,7% se encuentran en la región Nordeste, dato relevante si se compara con las demás regiones, en de los cuales el 16,2% se encuentran en el Medio Oeste, el 15,1% en el Sudeste, el 11,7% en el Norte y el 5,3% en el Sur.

2. Metodología

Se revisaron los estudios del Sistema Nacional de Información Sanitaria (SNIS) y el Plan Nacional de Residuos Sólidos en referencia al año 2021, comparado con 2011 y con otros datos que refuerzan la situación de la gestión de residuos en la región noreste de Brasil. Luego de analizar el diagnóstico del panorama del país, se escogieron las unidades de tratamiento, tamizaje y vertederos, con el fin de comprender la problemática y la necesidad de inversión en un tratamiento específico.

2.1 Residuos sólidos

Los residuos son recogidos por los prestadores de servicios de forma indiferenciada (sin selección) diferenciada (residuos separados, como los reciclables). Además, dependiendo de algunos factores, la recolección puede darse de forma directa (puerta a puerta) o indirecta (punto a punto) en la que los residuos deben ser enviados a diversas formas de tratamiento y, finalmente, a la disposición final de los residuos (material que no puede ser reutilizado) en espacios ambientalmente apropiados (rellenos sanitarios) (SNIS,2021).

En 2011 se concluyó que el mayor contingente de personas que aún no cuentan con el servicio regular de recolección RDO reside en la región Nordeste y su déficit se puede estimar en 6,0 millones de habitantes, lo que correspondía al 41,0% del total de la población sin servicio en el país (SNIS, 2013). El SNIS-RS estima que 22,0 millones de habitantes no tenían acceso a servicios regulares de recolección directa y indirecta de RSU en el país en 2021 (10,3% de la población de 213,3 millones). De estos, 3,0 millones residen en áreas urbanas y 19,0 millones en áreas rurales, predominantemente ubicadas en el macrorregión del Nordeste.

En relación a los residuos sólidos urbanos (RSU) en Brasil en el año 2021 correspondió a 65,63 millones t./año, 44,1% corresponde al Sudeste, el 28,8% al Nordeste, el 11,7% al Sur, el 7,8% al Norte y el 7,5% al Medio Oeste.

2.2. Unidad de tratamiento

Según el SNIS (2021), unidad de tratamiento de residuos sólidos es toda instalación con o sin equipos electromecánicos en los que se somete cualquier tipo de residuo sólido urbano (RSU) a alguna forma de procesamiento, que va desde la simple eliminación en el suelo en un vertedero o traslado (o transbordo) habitual de un tipo de vehículo de recogida a otro, de mayor capacidad.

La masa de residuos valorizados se separa en la clasificación de los residuos que se enviarán a la industria de transformación, mientras que el vertedero quien recibe los materiales de todos los orígenes y peligroso y no tiene control. De las unidades contabilizadas por el SNIS, se destacan la cantidad de vertederos y las pocas unidades clasificadoras en la región nordeste, una macrorregión extensa y populosa.

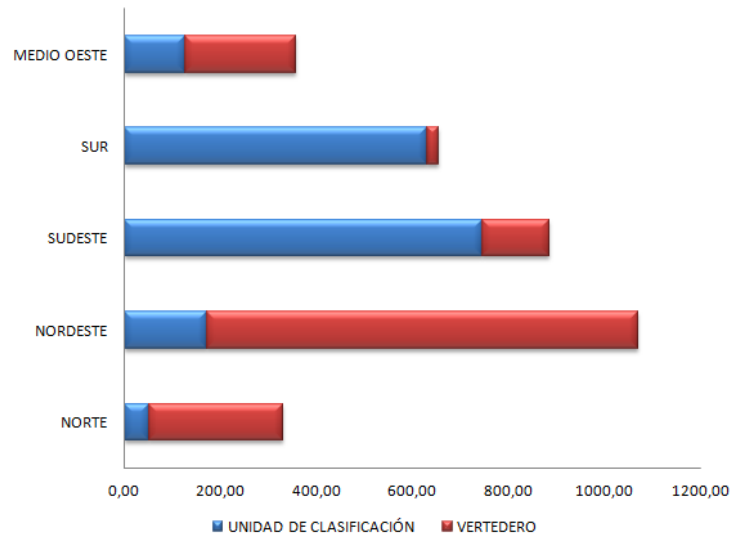


Figura 1. Número de unidades de tratamiento de residuos para cada macrorregión

De los 5 macrorregiones, el Nordeste lidera en número de unidades de vertedero a cielo abierto, vea la diferencia en comparación con otros métodos de tratamiento de residuos. El relleno sanitario (5%), relleno controlado (8%), unidad de clasificación (12%), otros (9%) y porcentaje más alto en vertedero (66%).

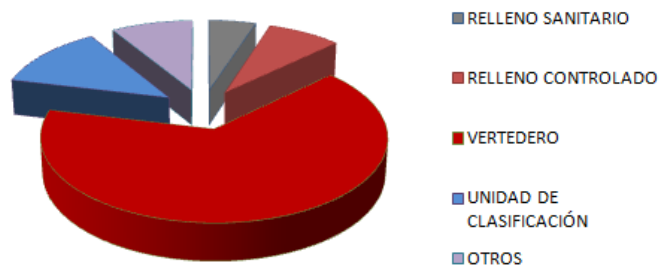


Figura 2. Unidades de tratamiento de residuos da região Nordeste

3. Discusión

En el vertedero, la disposición final de los residuos sólidos, caracterizados por la simple descarga de residuos al suelo, sin estrategias para proteger la naturaleza o la salud pública se configuran como problemas alarmantes a sortear. Porque en el vertedero no hay control sobre lo que es desechado y ni siquiera se tiene en cuenta el tipo y el riesgo que suponen los residuos. (DO NASCIMENTO, 2021).



El Brasil tiene desigualdades incluso en lo que respecta al servicio de recolección de Residuos Sólidos (RS), ya que la región Nordeste es el macrorregión más alarmante, ya que la peor tasa de recolección de residuos sólidos (79%) pertenece a esta región. La región Sudeste (la más desarrollada del país), por ejemplo, tiene un índice del 98%, índices discrepantes, incluso en comparación con las demás regiones, el Nordeste tiene déficit (ABRELPE, 2016; DO NASCIMENTO, 2021).

4. Conclusiones

Según lo estudiado y comparado con los diagnósticos realizados, a pesar de ser uno de los macrorregiones más relevantes en términos de territorio y población, existe un alto número de recicladores y vertederos a cielo abierto, lo que denuncia la desigualdad que existe en el país. Además, el número de clasificación y separación de basura es pequeño, se recomienda una mejor gestión de los residuos sólidos urbanos que implique una correcta disposición final de los residuos y más unidades de tratamiento que aporten masa recuperada y que incrementen la gestión de residuos en la región.

Agradecimientos

Gracias a los profesores e investigadores de la Universidad Federal de Alagoas, especialmente a aquellos que se enfocan en las regiones más escasas de investigación, y gracias por el apoyo de mi supervisor.

Referencias

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2018. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo. <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018>. Acceso en: 23/03/2023.
- DO NASCIMENTO, Navilta Veras et al, 2021. A gestão de resíduos sólidos no Nordeste Urbano. Research, Society and Development.
- Ministério do Meio ambiente, 2020. Planos de Gestão de Resíduos Sólidos. https://smastr16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/11/pnrs_2020.pdf. Acceso en: 22/03/2023.
- Ministério do Meio Ambiente, 2019. Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos – SINIR. <https://sinir.gov.br>. Acceso en: 22/02/2023
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2021. Diagnóstico temático de Resíduos sólidos. <http://antigo.snis.gov.br/diagnosticos/residuos-solidos>. Acceso en:20/03/2023.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2012. Planos de Gestão de Resíduos Sólidos: Manual de Orientação. http://www.resol.com.br/cartilhas/manual_para_plano_municipal_de_gestao_de_residuos_solidos-mma-marco_2012.pdf. Acceso en: 22/03/2023.
- RAMOS, Silma Pacheco. SANTOS, Sérgio Luiz Silva. OLIVEIRA, Fabiane Araújo de, 2020. Lei da política nacional de resíduos sólidos:análise conceitual de destinação e disposição adequadas de resíduos sólidos. Revista Interdisciplinar Científica Aplicada.

MONITOREO DE EMISION DE COMPUESTOS ORGANICOS VOLATILES (VOCS) EN TEJAS A BASE DE RESIDUOS RECICLADOS

Sánchez Amono, María Paz^{1*}; Peisino, Lucas Ernesto¹; Gaggino, Rosana¹; Kreiker, Jeronimo¹; Sulaiman, Halimi¹

¹Centro Experimental de la Vivienda Económica, CEVE-CONICET, AVE, Igualdad 3585 CP:5003, Córdoba, Argentina.

*arq.mpsa@gmail.com

Resumen

El objetivo de este trabajo es determinar si las tejas de materiales reciclados desarrolladas en el Centro Experimental de la Vivienda Económica (CEVE) cumplen con la legislación vigente en Argentina con respecto a las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (por sus siglas en inglés VOCs). Estas emisiones son hidrocarburos que se presentan en estado gaseoso, que pueden afectar al medio ambiente y la salud humana en diferentes grados según los compuestos que intervengan, el nivel de exposición, la cantidad, etc. El CEVE en conjunto con el Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad (CINTEMAC-UTN-FRC) ha desarrollado tejas en base a residuos reciclados: caucho de los neumáticos fuera de uso (NFU); y polietileno reciclado. Durante la fabricación se emiten efluentes gaseosos; para cuantificarlos se realizó el estudio de VOCs en el Laboratorio del Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental -CIQA- dependiente de la Universidad Tecnológica Nacional. El monitoreo fue realizado en cuatro puntos de medición: en chimenea de extracción de gases, en sala de extrusión, en prototipo y sobre una teja. Se realizó la determinación cualitativa de las emisiones de VOCs provenientes de una muestra de teja, donde se observó como compuesto mayoritario el benzotiazol. Los resultados de la concentración de VOCs en los sectores evaluados fueron inferiores a los valores máximos que establece la Ley 19.587 de Higiene y Seguridad en el Trabajo de Argentina, en consecuencia, no es necesario realizar cambios en el proceso de fabricación, al menos a nivel de producción de laboratorio experimental.

Palabras clave: residuo; reciclado; tejas; compuestos orgánicos volátiles.

1. Introducción

Los elementos constructivos analizados en este trabajo son tejas fabricadas con residuos reciclados de dos tipos: polietileno de baja densidad (PEBD) procedente de bidones y caños desechados y caucho procedente de neumáticos fuera de uso (NFU). Se emplea un proceso de termomoldeo con compactación (Figuras 1 y 2). Ambos materiales se encuentran en abundancia en nuestro país: según datos de la Red de Investigación y Acción sobre Residuos (RIAR), en Argentina se desechan cada año entre 130.000 y 150.000 toneladas de neumáticos fuera de uso (Sánchez Granel, 2022). Según datos de la empresa Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE), se generan 787.296 toneladas de polietileno anuales en Argentina (CEAMSE, 2017). El porcentaje de reciclado de ambos materiales es muy bajo, no supera el 10% del total de residuos generados, en las distintas campañas anuales de reciclado.



Figura 1. Colocación de la mezcla sobre matriz. Figura 2: Proceso de compactación.

Para atender la demanda de desarrollar una tecnología para revalorizar el caucho se inició un proyecto de investigación en el año 2010, en el cual participaron el Centro Experimental de la Vivienda Económica - CEVE- y el Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad -CINTEMAC- dependiente de la Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Córdoba, de Argentina. Como resultado de este proyecto se obtuvieron tejas con interesantes ventajas técnicas, con respecto a otras tejas tradicionales como las cerámicas y las de hormigón, tales como una mayor resistencia al granizo, a la flexión, y a la heladicidad; una menor conductividad térmica (la mitad del valor de conductividad que una teja cerámica) y un peso menor (por lo que necesitan una menor estructura de soporte). En el año 2018 este componente constructivo obtuvo el Certificado de Aptitud Técnica que otorga la Secretaría de Vivienda de la Nación; y en el año 2020 obtuvo una Patente nacional otorgada por el Instituto Nacional de Propiedad Intelectual -INPI.

El proceso de producción de tejas comprende una etapa de calentamiento del caucho de neumáticos y esto provoca efluentes gaseosos de humos y VOCs. Por ende, un punto esencial del proceso de manufactura de las tejas es conocer el impacto de estos gases para saber el tipo de tratamiento a realizar, ya sea en escala laboratorio como también en la etapa industrial para ajustarse a la legislación ambiental vigente y preservar la salud humana y el ambiente.

Los VOCs son compuestos orgánicos líquidos (estructuras basadas en carbono) que se evaporan fácilmente a temperatura ambiente y poseen una variada lipofiliidad y volatilidad. Estas propiedades, sumado a que son moléculas pequeñas y sin carga eléctrica, hace que la principal ruta de exposición sea mediante inhalación, afectando pulmones, el tracto gastrointestinal y la piel. Los VOCs se clasifican de acuerdo a su estructura molecular o por sus grupos funcionales. Los mismos incluyen hidrocarburos alifáticos (muchos de ellos halogenados), hidrocarburos aromáticos (e.g. benceno, tolueno, xilenos), alcoholes, esterres y aldehídos, entre otros (Anand, 2014).

2. Metodología

Desde CEVE se solicitó a la empresa Nativa Consultora Ambiental, de Córdoba, Argentina, la realización del ensayo de VOCs, el mismo fue realizado en el laboratorio del Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental -dependiente de la Universidad Tecnológica Nacional (UTN-FRC).

El estudio de emisión de los compuestos orgánicos volátiles comprende la etapa de fabricación de las tejas y posteriormente la puesta en uso de las mismas. El equipo de CEVE consultó la normativa vigente con respecto a las emisiones máximas permitidas en nuestro país (Ley 19.587 de Higiene y Seguridad en el Trabajo). Por último, verificó el cumplimiento de las condiciones que establece esta normativa.

Cabe destacar que, además de los VOCs, se generan humos y material particulado que exceden el análisis de este trabajo.

Se llevó a cabo la medición de los VOCs en tres escenarios diferentes:

A) Monitoreo de emisiones gaseosas de campana de extracción de extrusora;

B) Monitoreo de calidad de aire en ambiente laboral:

- B1 Sala de extrusión
- B2 Casa Prototipo

C) Análisis de VOCs emitidos de una muestra de teja.

Hay 2 zonas de muestreo relacionadas con el proceso de producción (punto A y B1) y otros 2 muestreos relacionados al producto finalizado (punto B2 y C). En el caso de la campana (A), ubicada en la sala de la extrusora, ésta cuenta filtro de partículas equipada con malla metálica y lana de vidrio. El prototipo (B2) seleccionado para uno de los análisis de VOCs está construido con paredes de 19 cm de espesor, y están compuestas por placas de ladrillo de tierra cocida de 5 cm de espesor, con juntas tomadas con un mortero de cemento y arena gruesa (placa BENO); boseado interior de 1,5 cm, un revestimiento de ladrillo visto de tierra cocida de 12,5 cm de espesor. La estructura consiste en vigas, columnas y platea de hormigón armado. Las ventanas y puerta son de chapa. El sistema constructivo de cubierta empleado es de madera, de tipo tradicional para en los techos inclinados. Está compuesto por una estructura de tirantes de Pino Saligne de 3" x 6", alfajías de Pino Saligne de 2" x 1", cielorraso de terciado de Pino de 9 mm de espesor, membrana aislante hidrófuga controladora de vapor tipo Wichi, capa de aislación térmica de poliestireno expandido de 40 mm de espesor, clavaderas de pino tipo Saligne 2" x 1", cámara de aire de 25 mm de espesor entre teja y clavadera (Figura3).



Figura 3. Prototipo de tejas recicladas.

Para la toma de muestra en el escenario A) se utilizó una Bombas SKC modelo Airchek TOUCH de flujo constante con compensación de Temperatura y Presión equipada con cartuchos para la absorción de los VOCs (US-EPA40CFR-P60). Para la toma de muestra en el escenario B) se utilizaron cartuchos de carbón activado de adsorción el muestreo fue estático (por difusión). Los VOCs de la muestra de teja (escenario C) fueron volatilizados a dos temperaturas diferentes 35 y 80 °C durante 30 minutos y con un flujo de gas de desorción de 50 L/min de N₂ y adsorbidos en cartuchos de carbón activo. Para la desorción de los VOCs de los cartuchos se utilizó un sistema de desorción térmica marca Markes modelo Unity-xr con Autosampler marca Markes modelo Ultra-xr. La medición cualitativa y cuantitativa de los VOCs se realizó utilizando un Cromatógrafo Gaseoso Thermo Scientific modelo Trace 1311 con detector de MS.

2.1 Procedimiento de toma de muestras

La toma de las cuatro muestras se realizó en la planta experimental de CEVE ubicada sobre calle Igualdad 3585 de la ciudad de Córdoba, Argentina. El objetivo fue determinar el comportamiento de las emisiones VOCs en cuatro puntos de medición, con una toma de muestra por caso, indicados en la Tabla 1.

Tabla 1. Detalle de los puntos y lugares de la toma de muestras.

Punto	Lugar de toma de muestra	Parámetro a determinar	Metodología de Análisis a emplear
A: VOCs en emisiones gaseosas	En la campana (al exterior)	Cinética de Gases manual	US-EPA 40 CFR 60 M 2
B1: VOCs en calidad de aire laboral	En sala de extrusión	Compuestos Orgánicos Volátiles	US-EPA 40 CFR-60 M 18
B2: VOCs en calidad de aire	Dentro del prototipo		NIOSH 2549 EPA
C: VOCs en una muestra sólida	Una teja		VDA-278 ISO 16000

A continuación, se detallan los parámetros evaluados en cada uno de los casos (Figura 4):

A. Monitoreo de emisiones gaseosas de campana de extracción de extrusora

Parámetros a determinar: velocidad y caudal volumétrico dentro del conducto y concentración de VOCs.

B. Monitoreo de calidad de aire en ambiente laboral

- B.1. Sala de extrusión
- B.2. Casa Prototipo

Parámetros a determinar: concentración de VOCs.

Marca, modelo y número de serie del instrumental utilizado:

- Bombas SKC modelo Airchek TOUCH de flujo constante con compensación de Temperatura y Presión, N° de serie SN10693 y SN10570.
- Sistema de desorción térmica marca Markes modelo Unity-x, N° de serie GB00U32701- 17/2 con Autosampler marca Markes modelo Ultra-xr, N° de serie GB00M41027-17/02.
- Cromatógrafo Gaseoso Thermo Scientific modelo Trace 1311 con detector de MS, N° de serie 715100253.

Metodología utilizada para la toma de muestra de cada contaminante:

- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health of EE.UU.) Method 2549: "Volatile organic compounds (screening)"

C. Análisis cualitativo de muestra de teja

Parámetros a determinar: análisis cualitativo de VOCS emitidos por la teja en dos condiciones de temperatura diferente.



Figura 4. Ensayo en salida de la campana (A), en sala de extrusión (B1), en Prototipo (B2) y en teja (C).

3. Resultados

A. Monitoreo de emisiones gaseosas de campana de extracción de extrusora

Se realizó un monitoreo no isocinético para evaluar las emisiones gaseosas de la chimenea correspondiente a la campana de extracción de gases de la extrusora. El proceso de extrusión funcionaba en condiciones normales de operación al momento del muestreo.

Se detectaron 15 compuestos orgánicos volátiles en el ducto de salida de gases, de los cuales 9 se encontraron por debajo del límite de cuantificación de la técnica. Se detectaron en una concentración mayor tres hidrocarburos aromáticos a saber: tolueno, estireno y 1,3-dimeilbenceno en cantidades de 3,076; 0,213 y 0,061 mg/Nm³ respectivamente. Sin embargo, la tasa de emisión de cada uno de estos compuestos se encuentra muy por debajo de los límites máximos permitidos por la Ley Nacional 24.051 decreto 831/93. Para el tolueno se determinó una tasa de emisión de 0,762 mg/s (límite de emisión desde superficie 210 mg/s), para estireno se determinó una tasa de emisión de 0,053 mg/s (límite de emisión desde superficie 3,5 mg/s) y para 1,3-dimeilbenceno la tasa de emisión fue de 0,061 mg/s.

B. Monitoreo de calidad de aire en ambiente laboral

Se realizaron muestreos estáticos en dos sectores, uno en la sala de extrusión y otro dentro de la Casa Prototipo I con el fin de evaluar compuestos orgánicos volátiles. Durante los muestreos, se realizaron tareas habituales

- B.1. Casa Prototipo (muestra 6022031002)
- B.2. Sala de extrusión (muestra 6022031003)

Se detectaron 26 compuestos orgánicos volátiles en los dos puntos de medición, de los cuales 23 se encontraron por debajo del límite de cuantificación de la técnica y solo 1 fue cuantificado en concentraciones muy bajas en el punto de medición B1 (casa prototipo) y 3 fueron cuantificados en concentraciones muy bajas en el punto de medición B2 (sala de extrusión).

En el punto de medición casa prototipo solo se cuantifico un hidrocarburo (ciclohexano) el cual puede provenir de múltiples factores y es una sustancia muy volátil (punto de ebullición = 80,75°C) que se emplea como solvente. Sin embargo, la presencia de esta sustancia dentro del prototipo podría provenir de la cubierta de tejas de caucho. Cabe mencionar que la concentración determinada de ciclohexano fue de 0,002 ppm y que concentración máxima permisible ponderada en el tiempo (CPM) para un habiente laboral es de 300 ppm (Ley 19587 Res 295/03).

Por otro lado, en la sala de extrusión en pleno funcionamiento y producción de tejas de caucho se encontraron compuestos orgánicos volátiles tales como: ciclohexano, estireno y acetato de etilo, en concentraciones de 0,003; 0,002 y 0,001 ppm respectivamente. Las concentraciones encontradas fueron muy bajas y se encuentran en los valores de seguridad permitidos por la Ley Nacional N°19587 (Ley 19587 Res 295/03). El ciclohexano y el acetato de etilo son solventes no muy dañinos para la salud y el ambiente, con lo cual sus CPM son de 300 y 400 ppm respectivamente. Por otro lado, el estireno tiene una CPM de 20 ppm y la concentración determinada en el ambiente laboral fue 4 órdenes de magnitud menor; esta sustancia forma parte de los polímeros de caucho sintéticos estireno-butadieno (SBR, por sus siglas en inglés) y es muy probable que provenga del proceso de fabricación de la teja de caucho en el cual se calientan los materiales y la liberación de monómeros y productos de degradación de caucho y polietileno es muy probable que ocurra. Cabe destacar que en el punto de medición B1 (casa prototipo) este contaminante se encontró por debajo del límite de cuantificación de la técnica (< 0,001 ppm), observación muy importante ya que nos indica que el estireno no ingresa al interior de la vivienda que posee cubierta de tejas de caucho.

C. Análisis cualitativo de muestra de teja

Se realizó un análisis cualitativo de la emisión al aire de compuestos orgánicos volátiles producidos por una muestra de una teja elaborada bajo el proceso mencionado anteriormente. Para el análisis se tomaron dos alícuotas de la muestra que fueron introducidas dentro de tubos de acero inoxidable vacíos para poder realizar las desorciones térmicas en el equipo concentrador. Cada alícuota se estabiliza a la temperatura indicada (alícuota 1 a 35 °C y alícuota 2 a 80 °C) y mediante una corriente de gas inerte se extraen los compuestos volátiles.

En ambas alícuotas se observó la liberación de 13 compuestos orgánicos volátiles, de los cuales tres se destacan por su concentración relativa y por su naturaleza química la cual está relacionada con la estructura molecular del caucho. Por un lado, en ambas alícuotas se detectó la liberación de estireno el cual forma parte de los monómeros utilizados para la obtención del caucho sintético SBR (Formela, 2022). Se observó además la presencia de limoneno, el cual es un terpeno ligado íntimamente a la degradación del caucho natural o caucho de isopreno presente en las formulaciones de neumáticos (Formela, 2022). Finalmente, el compuesto mayoritario detectado en ambas alícuotas fue el benzotiazol; este compuesto orgánico azufrado y algunos derivados son utilizados comúnmente en los productos de caucho con el propósito de acelerar la vulcanización de los mismos y así aumentar la resistencia mecánica y resistencia a la abrasión (Zhang, 2018).

4. Conclusiones

Las tasas medias de emisión de VOCs realizadas en los diferentes puntos de medición resultaron ser menores que los niveles máximos establecidos por la legislación nacional vigente en Argentina.

De la caracterización de las emisiones gaseosas de las chimeneas, surge la conclusión de que si bien el proceso de producción de la teja a altas temperaturas generan VOCs, en la actualidad existen numerosas técnicas de filtrado de aire para minimizarlos.

En lo que respecta al muestreo de calidad de aire en ambiente laboral, la concentración de compuestos orgánicos volátiles en los sectores evaluados, fueron inferiores a los valores legales que establece la Ley N° 19.587 de Higiene y Seguridad en el Trabajo y su decreto reglamentario N° 295/2003 aprobado por el Ministerio de Trabajo, Empleo y Seguridad Social. Los resultados indican el cumplimiento del marco legal argentino respecto al impacto ambiental y la salud de los trabajadores durante el proceso de producción de tejas a base de caucho y plásticos reciclados y su puesta en uso en un ambiente construido cerrado. Por lo que, en la escala de producción de laboratorio analizada, los métodos utilizados de tratamiento de efluentes gaseosos y uso de elementos de protección personal son suficientes para preservar la salud de los operarios y el ambiente.

Sin embargo, es necesario repetir los ensayos en dos circunstancias: si se realiza el salto de escala de la producción, a nivel industrial; o si se modifica el marco legal de referencia sobre los resultados del ensayo. A futuro, la intención es realizar un estudio de la emisión de humos y material particulado generados durante el proceso de fabricación. El objetivo será conocer de manera apropiada las propiedades del material al ser expuestos a descomposición o quema, para clasificarlo teniendo en cuenta la densidad del humo generado.

A partir de lo expuesto anteriormente, podemos concluir que en este trabajo (producción de tejas a escala laboratorio) se visualizan buenos horizontes para cuando el proyecto se ejecute a gran escala donde las emisiones sean mayores.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Nacional de Córdoba, a la Fundación Global Shapers Córdoba y la Universidad de Cambridge (Inglaterra, Reino Unido) por el Financiamiento del 3C Acceleration Fund Programme, que posibilitó la realización de este trabajo (ensayo de emisiones de compuestos orgánicos volátiles).

Referencias

- Anand, S.S., Philip, B.K., Mehendale, H.M., 2014. Volatile Organic Compounds, in: Encyclopedia of Toxicology. Elsevier, pp. 967–970. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00358-4>
- Formela, K., 2022. Analysis of volatile organic compounds emission in the rubber recycling products quality assessment. Adv. Ind. Eng. Polym. Res. 5, 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2022.07.002>
- Health. Division of Physical Sciences, H.D., 1994. NIOSH, Manual of Analytical Methods. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers. Method 2549: Volatile organic compounds (screening).
- Ley Nacional N°19.587. Higiene y Seguridad en el Trabajo. Decreto reglamentario 295/03 (2003).
- Ley Nacional N°24.051. Residuos Peligrosos. Decreto 831/93. Reglamentación (1993).
- Sánchez Granel, G. (2022). Cómo se reciclan los neumáticos desechados en materiales para plazas, mobiliario urbano y canchas de césped sintético. <https://www.infobae.com.cdn.ampproject.org/c/s/www.infobae.com/america/soluciones/2022/09/21/como-se-reciclan-los-neumaticos-desechados-en-materiales-para-plazas-mobiliario-urbano-y-canchas-de-cesped-sintetico/?outputType=amp-type> (acceso 21/12/2022).
- US-EPA – 40 CFR, Part. 60, App. A, Meth. 18/2000: “Measurement of gaseous organic compound emissions by gas chromatography”.
- VDA-278: Thermal Desorption Analysis of Organic emissions for the characterization of Non Metallic materials for Automobiles.
- Zhang, J., Zhang, X., Wu, L., Wang, T., Zhao, J., Zhang, Y., Men, Z., Mao, H., 2018. Occurrence of benzothiazole and its derivatives in tire wear, road dust, and roadside soil. Chemosphere 201, 310–317. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.007>

PROPUESTA DE PLAN DE GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS PARA CAMPUS UNIVERSITARIO EN PARAGUAY

Franco Gennaro, Vanina^{1*}; Lima Morra, Roberto²

¹Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad Católica, Paraguay

²Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad Católica, Paraguay

*vaninafrancog@gmail.com

Resumen

El presente proyecto consistió en la elaboración de una propuesta de un Plan de gestión integral de residuos sólidos para el Campus Santa Librada de la Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción” de Asunción, Paraguay, siendo este el objetivo general del mismo. Se realizó una investigación con enfoque cualitativo-cuantitativo, con un carácter descriptivo. Por lo que se llevó a cabo un diagnóstico mediante investigación de campo, entrevistas a profesores y personal de limpieza, encuestas al alumnado y personal administrativo, y una matriz comparativa de cumplimiento/incumplimiento de las normativas ambientales nacionales vigentes.

Mediante el diagnóstico, se obtuvo la situación actual de cada componente de la gestión integral de residuos sólidos del Campus Santa Librada, identificando los diferentes tipos de residuos generados y falencias en etapas como segregación, almacenamiento interno y disposición final; teniendo en cuenta los residuos urbanos, de manejo especial y peligrosos. Posteriormente al análisis de los resultados se diseñaron una serie de programas que estructuran el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos y que están enfocados a la creación de una unidad de gestión de residuos sólidos, el diseño de un centro de acopio, el diseño de un plan de separación en la fuente y presentación diferenciada de los residuos, el diseño de un plan de aprovechamiento como la reutilización, el reciclaje y el compostaje; el diseño de campañas de minimización en la generación y manejo de los residuos.

Palabras clave: residuos sólidos; plan de gestión integral de residuos sólidos; diagnóstico; diseño.

1. Introducción

El Campus Santa Librada de la Universidad Católica de Asunción cada año experimenta un crecimiento del alumnado y, como consecuencia de ello, una mayor generación de residuos sólidos. Por lo que, con el fin de velar y proteger al medio ambiente del entorno, así como la salud de la comunidad, se presenta la necesidad de cumplir con las normativas ambientales nacionales vigentes, como la implementación de instrumentos de planificación, inspección y control, que favorezcan la seguridad y eficiencia de las actividades de gestión integral de los residuos sólidos (Ley de Gestión Integral de los residuos sólidos en la República del Paraguay, Ley 3956 de 2009) no solo a nivel país sino también en instituciones, acorde a (MADES/PNUD/FMAM, 2019) es necesario orientar las acciones dentro de estas, con el objetivo de incorporar el concepto de gestión y las mejores prácticas relativas al manejo de los residuos desde la compra de insumos hasta su disposición final, promover la valorización de residuos y disminuir la cantidad de residuos que finalmente llegan a sitios de disposición final.

Por ello, se propone una propuesta de Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el Campus, considerando los diferentes tipos de residuos generados como los urbanos, de manejos especiales y peligrosos, dicha propuesta se fundamenta en el marco de la responsabilidad social y ambiental.

En la actualidad, en la Institución existe una deficiencia y desconocimiento en diversos aspectos sobre el manejo integral de los residuos sólidos, y esto imposibilita el desarrollo de opciones que contribuya al manejo correcto de los mismos. El manejo que predomina es el de “recolección y disposición final”, dejando rezagados a la minimización, la segregación, el aprovechamiento y la disposición final adecuada. Además de la importancia en la prevención de la contaminación, este Plan permitirá a la Institución mejorar sus procesos, cumplir con más facilidad la normativa ambiental nacional vigente y demostrar un compromiso socio - ambiental obteniendo reconocimiento.

Por todo lo expuesto, se estableció como objetivo general el de Diseñar una propuesta de Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el Campus Santa Librada de la Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción”. De manera a cumplir con el objetivo general se establecieron los siguientes objetivos específicos; Generar un diagnóstico de la gestión de los residuos sólidos en la Institución y cotejar los resultados con las normativas ambientales nacionales vigentes, que apliquen a los residuos ordinarios y peligrosos de la Institución; Definir los objetivos y programas que componen el Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos; Determinar estrategias para el cumplimiento del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos; Implementar un componente del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos en el Campus Santa Librada.

Para realizar esta investigación se realizó un amplio diagnóstico referente a las distintas acciones que se realizan dentro del Campus que estén vinculadas a la generación, la gestión de los residuos sólidos, aseo y limpieza, infraestructura y equipos que se utilicen para dicha gestión; utilizando diversas herramientas para el análisis, de modo que la información recopilada fue utilizada para la construcción de la propuesta del PGIRS.

2. Metodología

Se realizó una investigación con enfoque cualitativo-cuantitativo, con un carácter descriptivo. El presente proyecto fue ejecutado mediante tres etapas:

2.1 Primera etapa

Consistió en la recopilación de información inicial, como entrevistas al personal de limpieza referentes a la generación y gestión de los residuos, mediante visitas al Campus conjuntamente con un registro fotográfico del desarrollo de las distintas actividades como limpieza, recolección, transporte, y de la infraestructura, equipos y maquinarias vinculadas a esas acciones. Además, se realizaron encuestas en formato online al alumnado y personal administrativo, para obtener información sobre la percepción y conocimientos sobre los residuos sólidos.

2.2 Segunda etapa

Se basó en la construcción de la línea base para la realización del diagnóstico ambiental. Por un lado, se utilizaron técnicas cuantitativas como, la construcción de los datos de los residuos generados y su composición en el Campus, la información se recolectó mediante fuentes secundarias, (Carles, 2020), donde se utilizaron datos relacionados a los residuos sólidos, teniendo en cuenta variables de mediciones como generación (kg/día), composición (%), densidad (kg/l) y producción per cápita (kg/hab/día) de distintas facultades de la mencionada Universidad, por lo que se extrapolaron los datos para las facultades pertenecientes al Campus Santa Librada, por la similitud de actividades, generación de residuos y población, debido a que no se pudieron realizar estudios de composición de los residuos por la pandemia de la Covid-19.

También, se analizaron las dos encuestas de conocimientos y percepciones realizadas acerca de los residuos sólidos al alumnado y al personal administrativo, ambas encuestas fueron similares con un total de 17 preguntas cerradas y abiertas cada una, la población de estudio fue de 5.685 miembros. Mediante la fórmula estadística para poblaciones finitas, se obtuvieron los valores de muestra correspondientes para personal administrativo y alumnado. Los datos obtenidos de estas encuestas sirvieron para analizar acciones a implementar en la propuesta del PGIRS que involucre a la comunidad educativa.

Para el análisis cualitativo, se analizaron los resultados obtenidos del estudio de campo y entrevistas, desglosándolos en: Componentes de la Gestión Integral de residuos sólidos (Identificación de fuentes de generación, Almacenamiento temporal, Recolección y transporte interno, Aprovechamiento de los residuos sólidos, Disposición final, Aseo, Infraestructura, maquinarias y equipos); Identificación de los Actores Potenciales; Árbol de problemas; Árbol de objetivos; Una matriz comparativa del cumplimiento/incumplimiento de las normativas ambientales nacionales vigentes. Este análisis fue de suma importancia para identificar en que etapas de la gestión de los residuos existen falencias y no existe una congruencia con lo que dictan las normativas, de modo a que en la propuesta se establezcan acciones y/o actividades en los programas para resolver estos problemas.

2.3 Tercera Etapa

Radica en la elaboración de la propuesta del Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos para el Campus Santa Librada, mediante la información recopilada y el análisis hecho en las etapas anteriores.

3. Resultados y Discusión

Los resultados de esta propuesta de PGIRS se formularon teniendo en cuenta el diagnóstico ambiental construido en la primera y segunda etapa de la metodología, para así conocer las acciones correctivas necesarias y las nuevas ideas que podrían ser implementadas y ejecutadas si la Universidad así lo desea.

3.1 Alcance

Se incluye a toda la comunidad universitaria, alumnos, profesores, personal de servicios operacionales y administrativo, directivos y también a las partes externas como empresas de tratamiento y cafeterías.

3.2 Período de planificación y tipos de residuos a considerar

El Plan comprende un periodo de planificación de tres años, seccionado en corto, mediano y largo plazo. Incluye todo los tipos de residuos generados dentro del Campus, urbanos, especiales y peligrosos; generados en aulas, oficinas, áreas comunes, laboratorios, construcciones, mantenimiento, cantinas.

3.3 Objetivos

- Concientizar a las autoridades y a la comunidad universitaria a contribuir con los ejes de gestión de residuos sólidos.
- Establecer estrategias que fomenten la separación en la fuente, la recuperación y el aprovechamiento de los residuos sólidos generados en el Campus Santa Librada.
- Cumplir con las normativas vigentes referentes a la gestión de los residuos sólidos.

3.4 Programas

El PGIRS está compuesto de cinco Programas y estos a su vez, contienen Proyectos. Cada programa contiene su respectivo objetivo y justificación, y cada proyecto sus objetivos específicos y metas a lograr, así como costo estimado y cronograma.

3.4.1 PROGRAMA I: CREACIÓN DE UNA UNIDAD DE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

Proyecto: Manejo integral de los Residuos Sólidos.

Con este proyecto se pretende crear una unidad de control para la gestión de los residuos sólidos del Campus, comprendiendo la planificación y el control de las distintas actividades como la recolección selectiva y transporte interno de residuos inorgánicos, papel y cartón al centro de acopio; control y verificación de la planta de compostaje. Esta implementación será posible mediante diversas capacitaciones a los integrantes de la unidad.

3.4.2 PROGRAMA II: DISEÑO DE UN CENTRO DE ACOPIO

Proyecto 1: Construcción del centro de acopio.

Este proyecto comprende el diseño, construcción de acuerdo a las características dispuestas en el Decreto N° 7391 de Paraguay, plano y costo aproximado de un centro de acopio dentro del predio del Campus para residuos aprovechables, teniendo en cuenta todos los aspectos que se requieren para la implementación.

Proyecto 2: Adecuación del centro de acopio.

Comprende acondicionar al centro de acopio con elementos necesarios para su correcto funcionamiento.

3.4.3 PROGRAMA III: DISEÑO DE SISTEMA EFICIENTE DE SEPARACIÓN EN LA FUENTE Y PRESENTACIÓN DIFERENCIADA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS

Proyecto 1: Dotar al Campus con cestos para residuos sólidos urbanos.

Abastecer al Campus con cestos para realizar una correcta separación en la fuente de los residuos sólidos urbanos generados en aulas, oficinas, áreas comunes y cantinas, se deben adquirir cestos de colores.

- Cestos verdes: residuos valorizables.
- Cestos azules: hojas, cartones, etc.
- Cestos marrones: residuos orgánicos como restos de alimentos, empaques sucios o manchados, envoltorios.

Proyecto 2: Dotar al Campus con cestos para residuos sólidos de manejo especial.

Abastecer al Campus con cestos amarillos y con bolsas del mismo color para realizar una correcta separación en la fuente de los RSE generados en aulas y oficinas como muebles, en los distintos laboratorios como probetas de hormigón, ampollas de vidrio, discos de filtro de fibra de vidrio, placas de Petri con colonias, reactivos vencidos a medio terminar.

Proyecto 3: Dotar al Campus con cestos para residuos sólidos peligrosos.

Abastecer al Campus con cestos de color rojo y con bolsas del mismo color para realizar una correcta separación en la fuente de los RSP generados en oficinas administrativas de todo el Campus (cartuchos de tinta, tóner, pilas), para laboratorio de Ingeniería civil (envases de aditivos), para Laboratorio de aguas (reactivos vencidos o a medio terminar), para Laboratorio de Maquetas y prototipos y Laboratorio de Impresiones (aditivos, pinturas, pegamentos, solventes, epóxicos, aceites), para productos domisanitarios.

3.4.4 PROGRAMA IV: DISEÑO DE UN PLAN DE APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS

Proyecto 1: Reutilización.

Reutilizar residuos como el papel, cartón pluma y cartoncillo, restos de madera, restos de caños y probetas de hormigón.

Proyecto 2: Recirculación de residuos reciclables.

Destinar los residuos aprovechables previamente separados y almacenados en el centro de acopio a personas que se encarguen de la recolección para el posterior reciclaje.

Proyecto 3: Compostaje

Analizar la viabilidad técnica y económica de elaborar compostaje, así como la construcción de una planta de compostaje.

3.4.5 PROGRAMA V: DISEÑO DE CAMPAÑAS DE CONCIENTIZACIÓN SOBRE MINIMIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS Y SU MANEJO ADECUADO

Proyecto 1: Campaña de concientización sobre minimización en la generación de residuos sólidos y su manejo adecuado mediante el consumo sostenible.

Lograr la reducción de residuos valorizables y no valorizables, mediante campañas digitales masivas para concientizar sobre la generación excesiva de residuos y los impactos negativos que esto produce. De igual manera, realizar contratos con las cantinas para evitar el uso de empaques no biodegradables o de un solo uso como bandejas, cubiertos, vasos.

Proyecto 2: Campaña “SEMANA VERDE”

Realizar talleres al inicio de los semestres en las distintas facultades, para transmitir la importancia de la separación de los residuos sólidos orgánicos, inorgánicos y aprovechables, su contribución y como realizarlo de acuerdo al código de colores seleccionado de los cestos.

3.5 Estrategias de Cumplimiento

Como parte del cumplimiento de los objetivos específicos del proyecto, se establecieron estrategias para lograr el cumplimiento del PGIRS, de manera a buscar un mejoramiento continuo de la gestión integral de residuos sólidos y levantar conformidades basadas en las normativas ambientales vigentes para el manejo integral de los residuos sólidos. Cada programa con sus respectivos proyectos, cuentan con indicadores para lograr su cumplimiento y un control continuo, desde las aprobaciones pertinentes de directivos para llevar a cabo el PGIRS, número de proyectos ejecutados o en ejecución de acuerdo al cronograma correspondiente que se les haya asignado, capacitaciones constantes, contar con los requisitos legales aprobados para proyectos que así lo requieran.

3.6 Implementación de un Componente

También, como parte del cumplimiento de los objetivos específicos del proyecto, se realizó la implementación de un componente del PGIRS en la Facultad de Ciencias y Tecnología, en ciertas áreas de más concurrencia. La colocación de cestos diferenciados con sus respectivos colores establecidos en el programa 3 del plan, además de carteles indicativos sobre que residuos desechar en cada cesto.

4. Conclusiones

La propuesta hecha cuenta con lineamientos claros que permitirán dar un manejo correcto a los distintos residuos sólidos generados en la institución.

Dentro de esta propuesta se encuentran distintas acciones que pueden ser implementadas por sí solas, como la de realizar estudios de caracterización de residuos sólidos semestralmente, de manera a obtener datos referentes a la generación de estos, provenientes de las distintas actividades realizadas en el Campus, aplicable para residuos sólidos ordinarios, de manejo especial y peligrosos, datos que también pueden ser útiles para futuras investigaciones, así como las campañas digitales masivas para la reducción de residuos. También se recomienda promover como investigación la factibilidad de la elaboración de compostaje dentro del Campus, realizando los estudios técnico y financiero, así como la obtención precisa de datos de generación de los residuos susceptibles a ser compostados.

Referencias

- Carles Maldonado, L. A. (2020). Caracterización física promedio de los residuos sólidos para varias actividades urbanas 2020. (Tesis de Grado). Universidad Nacional de Asunción. Asunción, Paraguay.
- Barradas Rebolledo, A. (2009). Gestión Integral de residuos sólidos municipales (Tesis Doctoral). Veracruz, México.
- MADES/PNUD/FMAM. 2019. Guía para el manejo de los residuos sólidos urbanos en instituciones. Proyecto "Asunción Ciudad Verde de las Américas - Vías a la Sustentabilidad. Asunción. Paraguay. 50 p.
- Ley Nº 3956/09 (2009). GESTION INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SOLIDOS EN LA REPUBLICA DEL PARAGUAY.
- DECRETO Nº 7391/17 (2017). POR EL CUAL SE REGLAMENTA LA LEY Nº 3956/2009, "GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS EN LA REPÚBLICA DEL PARAGUAY".
- Ley Nº 3361/17 (2017). DE RESIDUOS GENERADOS EN LOS ESTABLECIMIENTOS DE SALUD Y AFINES.
- Decreto 6538/11 (2011). POR EL CUAL SE REGLAMENTA LA LEY Nº 3361 DE RESIDUOS GENERADOS EN LOS ESTABLECIMIENTOS DE SALUD Y AFINES.

RISCOS OCUPACIONAIS DOS CATADORES DE RESÍDUOS DURANTE A PANDEMIA DO COVID-19

Maricelma Ribeiro Morais¹; Lilian Arruda Ribeiro²; Luiza Eugênia da Mota Rocha Cirne³. Maria Eugenia da Rocha Cirne⁴. Maria do socorro Rocha Melo Peixoto¹

¹Professora da Universidade Estadual da Paraíba-UEPB e FACISA-FCM. C. Grande -PB

²Secretária de Meio Ambiente no Município de C. Grande PB

³Professora da Universidade Federal de Campina Grande- UFCG

⁴Arquiteta e colaboradora
maricelma.ribeiro@gmail.com

Resumo

A pandemia da COVID-19, além de outros problemas, trouxe à tona a preocupação com a saúde dos catadores de resíduos, já que esta é a principal fonte de renda destes. Devido a gravidade da disseminação do COVID-19, a população se viu obrigada a usar equipamentos de proteção para evitar o contágio com o vírus, porém devido a falta de lugares para que estes equipamentos fossem descartados, muitos eram jogados nos resíduos comuns, expondo os profissionais que vivem da catação de resíduos. Com base nisto este trabalho objetivou avaliar o nível de exposição dos catadores de resíduos durante os anos de 2020 e 2021. Os dados foram coletados através de questionários com os trabalhadores de 5 cooperativas de catadores no Município de Campina Grande-PB. A amostra foi representada por 58 catadores, dos quais 47 eram mulheres e 11 eram homens. Observou-se que, devido a necessidade de obtenção de renda, os catadores não interromperam seus trabalhos durante o período pandêmico. Mesmo sendo necessário obedecer um período de quarentena para que os resíduos minimizassem seu poder infectante, apenas duas cooperativas respeitaram o período de 4 a 5 semanas de quarentena. Nenhuma das pessoas fez testes para detecção do COVID-19, o que mostrou a falta de assistência para com os catadores. Conclui-se que as condições de trabalho dos catadores de resíduos eram críticas e merecedoras de atenção pelo poder público, já que estes tiravam seu sustento da catação e não puderam interromper seus trabalhos, colocando em risco a sua saúde e de seus familiares.

Palavras-chaves: COVID-19; Catadores de resíduos; Condições de trabalho

1. Introdução

Percebe-se que com o aumento populacional, a produção de resíduos sólidos tem aumentado significativamente. Arelado a isso soma-se o aumento na geração de produtos descartáveis o que tem contribuído para maior quantidade de resíduos gerados. Como consequências deste aumento observa-se a maior contaminação dos rios, lagos, oceanos, solo e do ar. Uma saída para isso está na coleta e tratamento adequado a cada tipo de resíduos. O reaproveitamento destes ainda previne problemas ambientais e mostra um impacto positivo no setor econômico.

Nesse cenário os catadores de resíduos merecem destaque, pois usam a catação para aumentar a renda familiar. Porém estes são constantemente expostos a um ambiente insalubre por se tratar dos riscos inerentes: biológicos, físicos e químicos, além de não possuírem garantias trabalhistas conferidas às outras categorias profissionais.

Segundo Santos et al., (2022), citando Centenar et al., (2022) os catadores de resíduos atuam de maneira autônoma ou organizada (associações ou cooperativas) nas ruas, em locais impróprios para os resíduos e nos aterros sanitários. recolhem os resíduos descartados, os quais poderão, por meio da triagem (segregação, uso da prensa e pesagem), retornar para a cadeia produtiva na forma de reciclados ou transformados.

Os catadores de resíduos sólidos urbanos (RSU) se encontram no mercado de trabalho informal por ter históricos de baixa renda, escolaridade e desemprego. Alguns até, acometidos pelo alcoolismo (Souza et al., 2020).

O advento da pandemia do COVID-19 trouxe mais um risco aos catadores. Pois, embora muitos trabalhadores tenham sido afastados de seus ambientes de trabalho, a maioria dos catadores não pôde se abster. No início da pandemia, não havia um consenso sobre a suspensão ou continuidade das coletas, inclusive a coleta seletiva, nos municípios brasileiros, pois alguns gestores compreendiam que esta era uma atividade essencial e deveria ser prosseguida, porém, outros, tinham o entendimento que essa modalidade de trabalho era de extrema vulnerabilidade e potencializava os riscos da contaminação da COVID-19 (Amazonas e Nascimento, 2021) entre os catadores de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), devendo ser interrompida.

Poucas orientações destinadas à população sobre os procedimentos relacionados ao gerenciamento de RSU, causando dúvidas e despreparos desde os gestores públicos, sociedade civil e catadores, sobre a condução da coleta seletiva. Instaurou-se o medo nos catadores de continuarem com tais coletas. Entretanto, como estes necessitavam do rendimento dessa atividade para sobreviver, continuaram a desenvolver, pois era mais um risco a acontecer. Antes da pandemia do COVID--19, a média global de geração de RSU era de 1,2 kg/hab/dia, enquanto no Brasil era de 1,07 kg/hab/dia, representando 40% do total gerado na América Latina. Esta média sofreu uma elevação de 10% em 2020, atribuída ao consumo doméstico ampliado com o isolamento domiciliar durante a pandemia, elevando assim, o volume desses resíduos, de modo especial o das embalagens (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2021).

A pandemia do COVID--19 suscitou mudanças no trabalho, sendo que algumas pessoas puderam atuar home office por longos períodos e parte destas continuaram dessa forma por longo período, modificando o padrão de consumo das residências, de setores do comércio e da prestação de serviços. Revertendo, com isto, em alterações nos locais dos resíduos (Santos et al., 2022).

Para enfrentar os desafios propostos, pela pandemia, os gestores públicos estabeleceram decretos para conter/controlar a disseminação do novo coronavírus. Uma típica imposição dos decretos eram o distanciamento social, isolamento dos casos confirmados. Havia determinações para desinfecção

ambiental de lugares com inevitável concentração de pessoas. Foi uma determinação durante maior parte do período pandêmico o uso de equipamentos de proteção individual (EPI) (Oliveira et al., 2020). Esta obrigatoriedade, e o medo das pessoas saírem de suas casas, favorecia o aumento destes resíduos contaminados junto aos resíduos comuns.

Além dessas recomendações protetivas que também eram indicadas aos catadores de RSU, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), recomendou o pagamento de auxílio emergencial aos catadores, justificando os riscos destes profissionais da catação decorrente de suas condições de trabalho (Dias et al., 2020). Esse auxílio emergencial ajudou nas despesas familiares de alguns catadores, porém, em outros casos, o valor monetário recebido (R\$ 600,00 em 2020 e R\$ 300,00 em 2021) foi insuficiente para o sustento familiar (Amazonas & Nascimento, 2021).

No segundo ano de pandemia, em virtude de uma mudança na produção e distribuição, os alimentos já estavam mais caros, o que dificultou o sustento de muitas famílias menos favorecidas economicamente (Santos et al., 2022).

2. Metodologia

Trata-se de um estudo descritivo, com abordagem quali-quantitativa, realizado em 05 cooperativas no Município de Campina Grande, Paraíba, Brasil. Os dados coletados foram referentes aos anos de 2020 e 2021 por ser o período mais crítico da pandemia do COVID-19.

A escolha deste Município deu-se por ser de médio porte (418,100 habitantes) e por ter várias pessoas que viviam da catação de resíduos sólidos.

A coleta de dados deu-se por meio de questionários semi-estruturados in-locu. Nesse estudo participaram 58 catadores de resíduos, os quais tinham a coleta dos resíduos sólidos como fonte de renda. Destes 47 eram mulheres e 11 eram homens. Foram excluídos desta pesquisa aqueles que se negaram em participar do estudo. Durante a coleta de dados foram analisados as seguintes variáveis:

- Tempo (semanas) de quarentena que os resíduos permaneceram até serem coletados
- Continuidade da coleta de resíduos no período pandêmico
- Quais Equipamentos de Proteção Individual (EPI) foram utilizados durante a coleta de resíduos na Pandemia do COVID-19
- Quantidade de resíduos coletados
- Existência de materiais possivelmente infectados pelo Coronavírus nos resíduos coletados
- Realização de testes para diagnóstico da COVID-19
- Origem das fontes de rendas dos catadores durante a pandemia
- Situação vacinal dos catadores na pandemia do COVID-19

Após finalizada a coleta, os resultados encontrados foram digitados no Microsoft Office Excel 2013, tabulados, submetidos a análise descritiva.

3. Resultados e Discussão

Após a coleta de dados, observou-se que, embora houvesse a recomendação da necessidade de se respeitar um período de quarentena de, pelo menos, 4 semanas, apenas duas cooperativas obedeceram tal recomendação, pois eles alegavam que dependiam destes resíduos para aumentarem sua renda familiar.

Percebe-se o risco a saúde dos catadores ao manipular estes resíduos. Essa não observância ao cumprimento do tempo de quarentena é de extrema importância para que o Corona vírus perda de infectividade. Um dos agravantes da exposição dos catadores aos materiais recém descartados consiste no fato de que a transmissão desse vírus é, principalmente, por via inalatória o que aumenta as chances de contaminação destes profissionais.

Outro dado preocupante verificou-se ao questionar sobre a descontinuidade da coleta no período crítico da pandemia, pois todos os participantes da pesquisa afirmaram não ter interrompido a catação por questões financeiras. Percebe-se que trata-se de uma questão não somente de saúde pública mas também social, pois estes profissionais dependem dessa renda para o sustento de suas famílias e a interrupção das coletas iriam implicar negativamente na renda doméstica.

Quando questionados sobre o uso de EPI's, todos eles foram unânimes em responder que utilizavam máscaras, luvas, botas e álcool. Porém só trocavam quando os EPI's estavam demasiadamente sujos. Embora todos tenham alegado usarem máscaras, estas não eram total garantia, pois eram confeccionadas por eles próprios, o que pode ter favorecido a transmissão do Coronavírus, pois, por se tratar de um microrganismos de tamanho bastante reduzido quando comparado a outros agentes infecciosos, estes podem atravessar as máscaras dependendo do material e da maneira como elas forma confeccionadas. Acredita-se que isso era uma prática bastante insalubre, dado o risco a que estavam expostos. Embora a maioria dos catadores tivessem consciência da importância do uso de todos os EPI's e de suas trocas mais frequentes, muitos deles não trocavam com frequência devidos os gastos com estes produtos descartáveis.

Os catadores participantes deste estudo também afirmaram que realizavam a lavagem das mãos com água, sabão e água sanitária, porém sem periodicidade, pré-determinada, o que vai em desencontro com as recomendações do Ministério da Saúde que recomenda a lavagem de mãos sempre que estas tiverem contato com materiais possivelmente infectados.

No quesito referente a quantidade do material coletado, 03 cooperativas (60%) afirmaram que houve diminuição do material coletado no período pandêmico quando comparado ao período pré-pandêmico. Fato este explicado pelos próprios catadores de materiais recicláveis como "medo" de irem para alguns lugares onde a pandemia estava em evidência. Devido a isto o impacto financeiro na vida destes profissionais foi relatado por todos os participantes deste estudo.

Atribui-se, também, a redução na quantidade de resíduos coletados na pandemia do COVID-19 ao fato de que muitas repartições adotaram os serviços online/ home office, não destinando os resíduos as cooperativas. Esta situação pode ter favorecido a transmissão do Corona vírus, pois, na maioria das residências, estes resíduos, possivelmente contaminados, eram descartados juntamente com os resíduos comuns.

Como forma de complementação da renda neste período, os entrevistados recebiam três cestas básicas da gestão municipal, auxílio Brasil no valor R\$600,00 e bolsa família, além de doações da população. Recebiam também álcool e máscara do projeto Recicla Campina. Embora esses auxílios tenham sido de extrema valia, os mesmos eram insuficientes para o total sustento de suas famílias o que os obrigava a saírem em busca de materias para serem comercializados e completar sua renda.

As cinco organizações em estudo são as únicas na cidade de Campina Grande que trabalham com resíduos sólidos. Possuem apoio de instituições de ensino superior, como a Universidade Estadual da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande e são assistidas pelo projeto recicla Campina, através de carro automotivo para grandes quantidades de materiais coletados e longas distâncias.

Em todo o momento pandêmico, os grupos de estudos das Instituições de Ensino Superior (IES) seguiram dando apoio a todos os grupos, o que demonstrou a necessidade da continuidade desse trabalho.

Uma queixa frequente e unânime entre os entrevistados, foi a presença de materiais potencialmente contaminados, tais como: luvas, máscaras, resíduos de testes de COVID-19, seringas, vasilhames de álcool, descartados sem devido cuidado, misturados com demais materiais recicláveis, levando risco de contaminação aos catadores de materiais recicláveis. Relatos desta natureza enfatizaram a necessidade de trabalhos de Educação Ambiental com a população. Acredita-se que o fato da Pandemia do COVID-19 ter se instalado abruptamente, estudos voltados para a educação da população e do meio ambiente não foram desenvolvidos em tempo hábil e de modo eficaz, expondo, dessa forma, o risco dos catadores em contrair a doença.

Embora nenhum entrevistado afirmou ter sido acometido pelo COVID-19, nenhum realizou teste como medida diagnóstica. Felizmente todos conseguiram se vacinar. Acredita-se que esta medida preventiva foi a maior responsável pela resistências destes catadores em adquirir a doença, pois todos foram vacinados com no mínimo duas doses.

No início da pandemia, (2020/2021), na cidade de Campina Grande- PB, os testes para diagnosticar a Covid-19 eram disponibilizados apenas na rede privada, num valor de aproximadamente R\$300,00 e pela prefeitura municipal apenas para aqueles com sintomas, tendo em vista a escassez do material enviado pelo Ministério da Saúde (governo federal). Fato este afirmando a necessidade da intervenção do poder público para prevenção e testagem em massa, levando em consideração que boa parte da população não tinha aporte financeiro para realização dos testes.

4 Conclusão

Conclui-se que as condições de trabalho dos catadores de resíduos durante a pandemia eram merecedoras de maior atenção pelo poder público, pois estes profissionais careciam dessa atividade para o sustento de suas famílias.

Os catadores de resíduos necessitam serem vistos a luz dos poderes públicos como importantes cidadãos, pois estes contribuem para a geração de renda, trabalho e redução da contaminação ambiental.

Espera-se que este trabalho venha aflorar, nos gestores públicos, uma melhor atenção para os catadores, pois em virtude da necessidade, eles se expuseram, perigosamente a vários riscos durante a Pandemia do COVID-19, e por se tratar de serviço essencial, para que os mesmos possam trabalhar sem correr risco de adoecer, se faz necessário repensar uma forma mais salutar para que estes profissionais possam desempenhar sua função com mais segurança, pois trata-se de um problema social e de saúde pública.

Referências Bibliográficas

- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2021). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020. <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>
- Amazonas, H., & Nascimento, A. P. B. (2021). Situação dos catadores e catadoras de materiais recicláveis de São Paulo no contexto da pandemia da COVID-19. *Revista Científica ANAP Brasil*, 14(33), 234-245. <https://doi.org/10.17271/19843240143320212893>
- Centenaro, A. P. F. C., Beck, C. L. C., Silva, R. M., Camponogara, S., Silveira, A., & Cabral, F. B. (2022). Autocuidado de catadores de material reciclável: ações de Enfermagem à luz da Pesquisa Convergente-Assistencial. *Escola Anna Nery*, 26(1). <https://doi.org/10.1590/2177-9465-EAN-2021-0111>.
- Dias, S., Abussafy, R., Gonçalves, J., & Martins, J. (2020) Impactos da pandemia de COVID-19 sobre reciclagem inclusiva no Brasil. *Women in Informal Employment: Globalizing and Organizing*.

https://www.wiego.org/sites/default/files/publications/file/Impacts%20of%20the%20COVID19%20Pandemic%20on%20Inclusive%20Recycling%20in%20Brazil%20Portuguese%20for%20web_1.pdf

- Oliveira, A. C., Lucas, T. C., & Iquiapaza, R. A. (2020). O que a pandemia da COVID19 tem nos ensinado sobre adoção de medidas de precaução? *Texto & Contexto Enfermagem*, 29(1). <https://doi.org/10.1590/1980-265X-TCE-2020-0106>
- Santos, C. M. B., Pereira, R. S., Fernandes, F. D. S. Condições de Trabalho dos Catadores de Resíduos Sólidos em Tempos da Pandemia de Covid-19 . *Revista Gestão e Conexões*.v. 11, n. 3, 2022. ISSN 2317-5087 DOI: 10.47456/regec.23175087.2022.11.3. 37798.74.87
- Souza, G. F., Muto, E. Y., Nascimento, F. P., & Gouveia, N. (2020). Prevalência e fatores associados a doenças respiratórias e diarreia em trabalhadores de cooperativas de materiais recicláveis da cidade de São Paulo: estudo transversal, 2013. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 29(3). <https://doi.org/10.5123/S1679-49742020000300022>

VALORIZACIÓN DE LODOS DE PAPEL EN LA FABRICACIÓN DE BALDOSAS CERÁMICAS

Vicente, M.J.¹; García-Ten, J.¹; Soriano, M.¹; Martínez, J.M.²; Viozquez, S.²; Montiel, E.²

¹ Instituto de Tecnología Cerámica (ITC). Asociación de Investigación de las Industrias Cerámicas (AICE), Universitat Jaume I, Castellón, España

² Greene Enterprise, S.L, Elche (Alicante), España.

*mariajosevicente@itc.uji.es

Resumen

El elevado consumo de agua por parte de la industria papelera conduce a la generación de grandes volúmenes de aguas residuales que, una vez tratadas, generan grandes volúmenes de lodos.

Los lodos de la industria papelera están compuestos por materia orgánica y cargas minerales, principalmente, carbonato cálcico. Mediante un tratamiento térmico adecuado puede eliminarse esta materia orgánica y obtenerse un material rico en carbonato cálcico que, a su vez, puede convertirse en materia prima secundaria en diferentes sectores industriales.

En este estudio se ha evaluado la viabilidad técnica de la valorización de lodos procedentes de la industria papelera en el sector cerámico, introduciéndolos en una composición para la fabricación de soporte de azulejo de cocción blanca.

El trabajo realizado para ello ha consistido, en primer lugar, en la caracterización físico-química de los lodos calcinados, concluyéndose que presentan una composición química y mineralógica adecuada para el desarrollo de este tipo de composiciones. Posteriormente, los lodos se han empleado en la formulación de una composición de azulejo de cocción blanca, reemplazando en torno al 50 % del carbonato cálcico. Los resultados obtenidos han puesto de manifiesto que la composición desarrollada presenta una adecuada procesabilidad y permite la obtención de soportes con propiedades técnicas y estéticas adecuadas y similares a las correspondientes a la composición formulada únicamente con carbonato cálcico natural.

Palabras clave: residuo; papel; carbonato cálcico; azulejo.

1. Introducción

Los lodos son el tipo de residuo más importante generado por las industrias de procesamiento de la pulpa y el papel. Se generan alrededor de 50 kg de lodos secos por tonelada de papel producida.

Los lodos de la industria papelera están compuestos por materia orgánica y cargas minerales como el caolín y, principalmente, el carbonato cálcico. La calcinación de estos lodos a temperaturas comprendidas entre 500 y 600 °C permite la combustión de la materia orgánica, dejando como residuo un carbonato cálcico de pureza y finura adecuadas que puede convertirse en una fuente alternativa de carbonato de calcio, materia prima que se emplea en diferentes sectores industriales, entre ellos el cerámico, para el desarrollo, entre otros, de soportes de azulejo.

Los azulejos son baldosas cerámicas esmaltadas que se utilizan habitualmente para el revestimiento de paredes interiores. A este tipo de baldosas se les exige una elevada estabilidad dimensional, una baja tendencia a expandir por adsorción de humedad y una elevada porosidad (Sánchez, 1990; Barba, 2002).

Para reunir estos requisitos las composiciones de soporte para la fabricación de azulejos se formulan de modo que durante la cocción se formen una elevada proporción de silicatos y silicoaluminatos cálcicos y/o cálcico-magnésicos (Beltrán, 1996). La formación de estas fases cristalinas durante la cocción se produce habitualmente como consecuencia de la reacción entre los productos de descomposición de las arcillas y del óxido de calcio, que se introduce en la composición normalmente en forma de carbonato (calcita), representando un 10-15% de la composición del soporte (Escardino, 2007). Esto representa un consumo de carbonato cálcico en soportes cerámicos, según datos referidos a 2019, de 280.000 toneladas (Dondi et al, 2021).

Actualmente, el carbonato cálcico empleado en el sector cerámico proviene de canteras situadas tanto en la Comunidad Valenciana, como en zonas limítrofes como Zaragoza y Tarragona. Este carbonato cálcico debe ser extraído y posteriormente molturado a tamaños adecuados para su incorporación en las composiciones cerámicas (tamaños inferiores a 100 μm), lo que requiere un consumo de energía eléctrica importante, antes de transportado hasta las zonas de consumo.

En este trabajo se ha estudiado desde un punto de vista técnico la posibilidad de sustituir parcialmente el carbonato cálcico de las composiciones de soporte de azulejo por lodos procedentes de la industria papelera. Los buenos resultados obtenidos ponen de manifiesto el interés en profundizar en otros aspectos relacionados con la valorización de este tipo de residuos como son, por ejemplo, el impacto medioambiental que su tratamiento pueda tener.

2. Metodología

2.1 Caracterización de los lodos

Los lodos procedentes de una industria papelera se sometieron a un proceso de secado, tras el cual se caracterizaron mediante la determinación de su mineralogía por difracción de rayos X y de su comportamiento frente a la temperatura, mediante un análisis térmico simultáneo (ATD-TG).

Posteriormente, los lodos se calcinaron y se determinó su composición química por espectrometría de fluorescencia de rayos X, su contenido en sales solubles por espectrometría de absorción atómica y/o cromatografía iónica, y su distribución de tamaño de partícula mediante difracción láser vía húmeda.

2.2 Desarrollo y caracterización de composiciones de azulejo

2.2.1 Materiales

Para llevar a cabo el estudio se seleccionó una composición de azulejo de cocción blanca representativa de las habitualmente utilizadas en la industria cerámica (STD). A partir de la misma se formuló una nueva composición (50Lc) en la que el 50 % del carbonato cálcico se reemplazó por la cantidad de lodos necesaria para aportar el mismo contenido en CaO que el carbonato reemplazado, considerando en el caso del residuo a valorizar la suma de CaO y MgO aportado por éste. Ambas composiciones se muestran en la tabla 1.

La preparación de las composiciones se realizó por molienda vía húmeda, manteniendo las condiciones de molienda constantes con objeto de evaluar el efecto de los lodos en la molturabilidad de la composición.

Tabla 1. Composiciones ensayadas (% en peso)

Materia prima	STD	50Lc
Arcillas	67,0	66,4
Arena	20,0	19,8
Carbonato cálcico	13,0	6,5
Lodo calcinado	--	7,2

2.2.2. Experimental

La influencia de los lodos en el comportamiento reológico de las suspensiones se evaluó mediante la determinación de las curvas de desfloculación, utilizando un viscosímetro Gallenkamp.

El comportamiento en el prensado y en la cocción de las composiciones se determinó mediante el conformado de probetas a una humedad del 5,5% (base seca) y diferentes presiones de prensado y su posterior cocción en horno eléctrico de laboratorio a diferentes temperaturas máximas. Las probetas cocidas se caracterizaron mediante la determinación de su densidad aparente, su contracción lineal y su absorción de agua.

El efecto de los lodos en las propiedades técnicas de los soportes obtenidos se evaluó mediante la determinación de su resistencia mecánica (mediante flexión por tres puntos de apoyo) de las probetas antes y después de su cocción, de su tendencia a expandir por humedad (tras tratamiento en autoclave durante 5 horas con una presión de vapor de agua de 10,2 kg/cm²) y de su expansión térmica. La temperatura de cocción de las probetas para llevar a cabo estos ensayos fue 1140 °C, temperatura representativa de la cocción industrial de los soportes de azulejo de cocción blanca.

Por último, se determinaron las coordenadas cromáticas de los soportes obtenidos, utilizando el sistema de coordenadas cromáticas CIELab, y realizando las medidas con un iluminante D65 y un observador 10°.

3. Resultados

3.1. Caracterización de los lodos

La identificación de fases cristalinas por DRX de la muestra de lodos secos (figura 1, derecha) indicó que estaban compuestos mayoritariamente por calcita (Ca), junto con otras fases cristalinas minoritarias (caolinita (K), cuarzo (Q), dolomita (Do) y talco (Tc)).

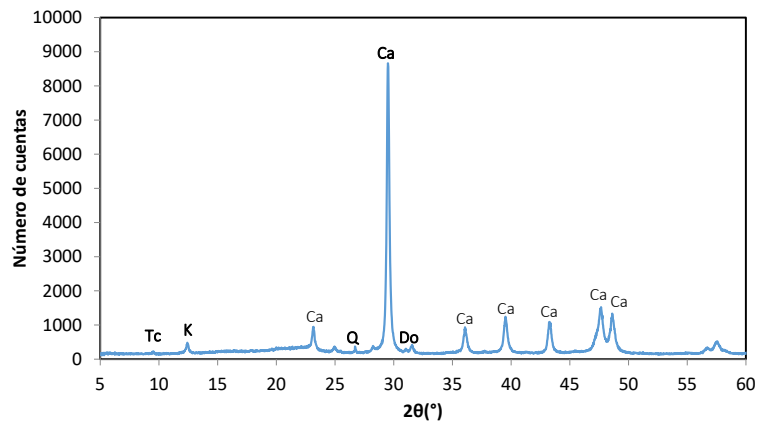


Figura 1. Aspecto de la muestra de lodos caracterizada (izquierda) y difractograma correspondiente (derecha)

Los resultados obtenidos en la determinación del análisis térmico simultáneo (figura 2) confirmaron la presencia de calcita en proporción importante, cuya descomposición se detectó con una pérdida de peso en el análisis termogravimétrico (punto 4 en la curva Δm vs temperatura) y con el correspondiente pico endotérmico en el análisis térmico (punto 3 de la curva ΔT vs temperatura). Estos resultados indicaron, además, la posible presencia en los lodos de dos tipos de materia orgánica, una que descomponía en el intervalo 150-400 °C y otra que descomponía entre 400 y 600 °C (puntos 2 y 3 de la curva Δm vs temperatura y punto 2 de la curva ΔT vs temperatura).

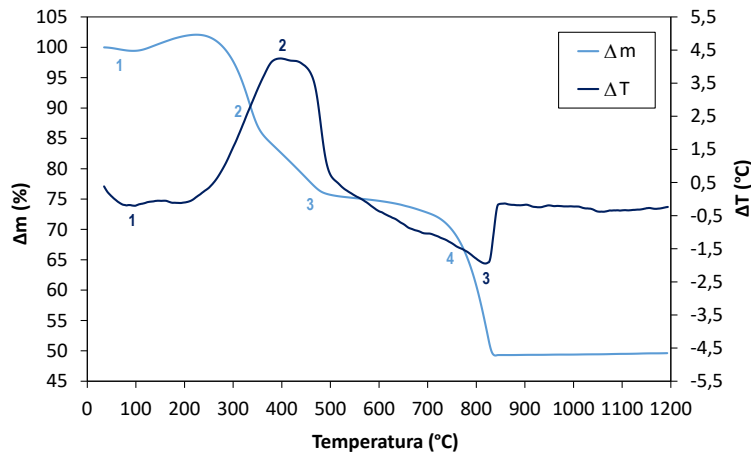


Figura 2. Análisis termogravimétrico y análisis térmico diferencial de la muestra de lodos

En base a estos resultados se seleccionó la temperatura de 550 °C para realizar la calcinación de estos lodos.

La composición química de los lodos calcinados se incluye en la tabla 2 y su contenido en sales solubles en la tabla 3. Se observa que el óxido mayoritario en los lodos es el CaO, seguido del SiO₂ y Al₂O₃, óxidos presentes también en las composiciones cerámicas. Los lodos contienen, además, sales solubles, especialmente sulfatos, aunque en contenidos adecuados para poder ser utilizados como materia prima en procesos vía húmeda, como el utilizado para el desarrollo de las composiciones de soporte de baldosas cerámicas. En cuanto a la distribución de tamaño de partícula de los lodos, los resultados obtenidos se muestran en la tabla 4. Los parámetros d₉₇, d₉₀, d₅₀ y d₁₀ representan los diámetros por debajo de los cuales queda, respectivamente, un 97%, 90%, un 50% y un 10% en volumen de las partículas totales. Se concluye que el tamaño de partícula de los lodos es lo suficientemente pequeño para que la descomposición de la calcita que contienen pueda producirse rápidamente en las condiciones de trabajo habituales para la fabricación de este tipo de soportes cerámicos.

Tabla 2. Composición química de los lodos calcinados (% en peso)

CaO	SiO ₂ +Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃ +TiO ₂	Otros	p.p.c. (*)
49,6	8,9	0,91	0,42	0,45	39,7

(*) Pérdida por calcinación a 1000 °C

Tabla 3. Contenido en sales solubles en los lodos calcinados (mg/kg)

Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	Cloruros (Cl ⁻)	Calcio (Ca(II))	Magnesio (Mg(II))	Sodio (Na(I))	Potasio (K(I))
1581	234	977	14	40	10

Tabla 4. Diámetros característicos de la distribución de tamaño de partícula de los lodos (μm)

d ₁₀	d ₅₀	d ₉₀	d ₉₇
0,85	2,77	19,7	34,4

3.2. Valorización de los lodos en composiciones de soporte para la fabricación de azulejos de cocción blanca

En la figura 3 se muestra de forma comparada el comportamiento reológico de las dos composiciones puestas en suspensión a un contenido en sólidos del 70 %. Se concluye que la suspensión con lodos presenta un comportamiento reológico adecuado para su correcto procesamiento industrial, aunque necesita un mayor contenido de desfloculante.

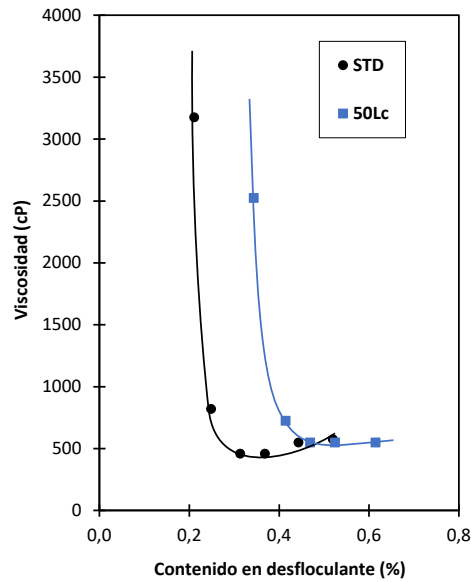


Figura 3. Comportamiento en la desflocculación de las composiciones ensayadas

El conformado por prensado de las composiciones indicó que el empleo de los lodos produce una ligera disminución de la densidad aparente de los soportes y, en consecuencia, de su resistencia mecánica, aunque los cambios en esta propiedad no son acusados, tal y como se muestra en la tabla 5. Se comprobó que un aumento en la presión de prensado de la composición con lodos de 250 a 320 kg/cm² permitía igualar las propiedades en crudo de la composición STD.

Tabla 5. Propiedades en crudo de las composiciones

Propiedad	STD	50Lc	
Rechazo a 63 μm (%)	4,8	4,8	4,8
Humedad (%)	5,5	5,5	5,5
Presión (kg/cm ²)	250	250	320
Densidad aparente en seco (g/cm ³)	1,94	1,90	1,94
Resistencia mecánica en seco (kg/cm ²)	24	22	24

La evolución de las propiedades de las composiciones (contracción lineal, absorción de agua y densidad aparente) con la temperatura de cocción se muestra en la figura 4. Se observa que ambas composiciones muestran una baja contracción en cocción y una elevada estabilidad dimensional con la temperatura de cocción. Aunque las diferencias no son acusadas, para las mismas condiciones de prensado la composición formulada con lodos, debido a su menor compacidad en crudo, proporciona menor densidad en cocido, mayor absorción de agua y mayor contracción en cocción que la composición STD. Al incrementar la presión de prensado de la composición 50Lc hasta igualar la densidad en crudo de la composición STD, la densificación alcanzada en la cocción aumenta, obteniéndose soportes con mayor densidad en cocido y menor absorción de agua que la composición con calcita.

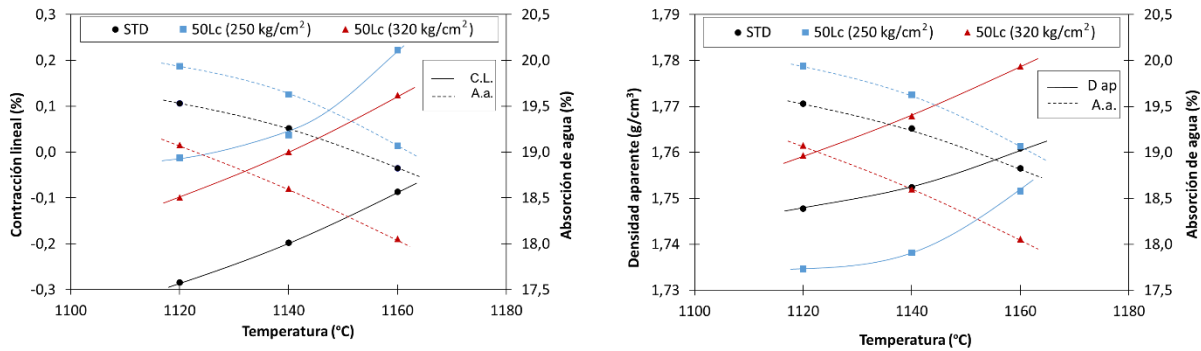


Figura 4. Comportamiento en la cocción de las composiciones ensayadas

En la tabla 6 se resumen las propiedades de las probetas cocidas a 1140 °C. Se concluye que, para las mismas condiciones de prensado, el empleo de los lodos para aportar el 50% del CaO de la composición no modifica de manera apreciable ni las propiedades estéticas ni las técnicas. Los soportes con lodos conformados a mayor presión presentan mayor resistencia en cocido y menor expansión por humedad que los conformados con la composición STD a igual densidad en crudo.

Tabla 6. Propiedades de las composiciones a la temperatura de 1140 °C

Propiedad	STD	50Lc	
		P = 250 kg/cm ²	P = 320 kg/cm ²
Contracción lineal (%)	-0,2	0,0	0,0
Densidad aparente (g/cm ³)	1,75	1,74	1,77
Absorción de agua (%)	19,3	19,6	18,6
L*	77,7	77,8	77,5
a*	6,7	6,5	6,6
b*	14,0	13,8	13,8
Resistencia mecánica (kg/cm ²)	206	207	221
Expansión por humedad (‰)	0,91	0,94	0,86

Finalmente se determinó la influencia de los lodos en la expansión térmica de los materiales (tabla 7), concluyéndose que su empleo tampoco producía cambios significativos en esta propiedad.

Tabla 7. Comportamiento dilatométrico de las composiciones a la temperatura de 1140 °C

Propiedad	STD	50Lc (P = 250 kg/cm ²)
Dilatación a 700 °C (‰)	5,5	5,3
α_{50-300} (°C ⁻¹) x 10 ⁷	65	62
$\alpha_{300-500}$ (°C ⁻¹) x 10 ⁷	88	86
$\alpha_{500-650}$ (°C ⁻¹) x 10 ⁷	120	116

3. Discusión

Los lodos seleccionados para llevar a cabo el estudio se caracterizan por presentar un elevado contenido en CaO, en forma de calcita, y un contenido en sales solubles lo suficientemente bajo para poder ser utilizados en el desarrollo de composiciones de soporte para la fabricación de azulejos.

Su introducción en una composición de este tipo, reemplazando en torno al 50 % del carbonato cálcico, resulta viable técnicamente, aunque incrementa el consumo en desfloculante en la preparación de las suspensiones en torno a un 40 % y disminuye levemente la compacidad de los soportes obtenidos en condiciones de prensado constantes y, en consecuencia, su resistencia mecánica en seco (alrededor de un 8 %). No obstante, esta menor densidad en crudo no afecta a las propiedades en cocido de los soportes obtenidos, alcanzándose valores muy similares a los obtenidos cuando se utiliza únicamente calcita como fuente de CaO.

Estos resultados indican, por tanto, la posibilidad de reducir el volumen de residuos procedentes de la industria papelera empleándolos como materias primas en el sector cerámico, lo que implicaría a sí mismo una reducción del consumo de calcita natural, que es bastante elevado en este sector.

4. Conclusiones

En este trabajo se ha demostrado la viabilidad técnica de valorización del carbonato cálcico contenido en lodos procedentes de la industria papelera en la fabricación de soportes cerámicos para el revestimiento de paredes (azulejos).

En concreto, se ha comprobado la adecuada procesabilidad de una composición de azulejo en la que el 50% del carbonato cálcico se ha reemplazado por la cantidad de lodos necesaria para aportar el mismo contenido en CaO del carbonato reemplazado. La composición con lodos desarrollada muestra una baja contracción en cocción y una elevada estabilidad dimensional con la temperatura de cocción, requisito de las composiciones de soporte para azulejo.

Los resultados obtenidos instan a profundizar en la valorización de este tipo de residuos en el sector cerámico, tanto en el desarrollo de soportes de azulejo como de otros tipos de productos en los que se consume carbonato cálcico, como son las fritas cerámicas.

Por tanto, en este estudio se ha puesto de manifiesto la aplicación del concepto de economía circular entre los sectores papelerero y cerámico, permitiendo la transformación de un residuo que actualmente se destina a vertedero, en unas materias primas secundarias tras su calcinación, lo que reduciría el consumo de materias primas vírgenes, así como el impacto sobre las reservas naturales de piedra caliza, una fuente natural no renovable de carbonato de calcio.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto “Valorización de residuos para su empleo como materias primas secundarias (VALORES)”, proyecto cofinanciado por la Agència Valenciana de la Innovació.

Referencias

- Barba, A., Beltrán, V., Feliu, C., García, J., Ginés, F., Sánchez, E., Sanz, V., 2002. Materias primas para la fabricación de soportes de baldosas cerámicas. 2ª ed. Instituto de Tecnología Cerámica, Castellón.
- Beltrán, V., Sánchez, E., García-Ten, J., Ginés, F., 1996. Materias primas empleadas en la fabricación de baldosas de pasta blanca en España. *Técnica Cerámica*, 241, 114-128.
- Dondi, M., García-Ten, J., Rambaldi, E., Zanelli, C., Vicent-Cabedo, M., 2021. Resource efficiency versus market trends in the ceramic tile industry: Effect on the supply chain in Italy and Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 168, 105271. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105271>.
- Escardino, A.; García, F.J.; Soriano, M.L., 2007. Estudio de la descomposición de la calcita durante la cocción de los azulejos. *Cerámica Información*, 341, 111-120.
- Sánchez, E., García, J., Sanz, V., Ochandio, E., 1990. Raw material selection criteria for the production of floor and wall tiles. *Tile Brick Int.*, 6(4), 15-21.

ADSORCIÓN DE CO₂ EN COLUMNA DE RELLENO UTILIZANDO UN MATERIAL CARBONOSO DESARROLLADO A PARTIR DEL CHAR DE PIRÓLISIS DE RESIDUOS PLÁSTICOS

Calero, Mónica*; Ligeró, Ana; Blázquez, Gabriel; Rodríguez-Solís, Rafael; Martín-Lara, M^a Ángeles; Pérez, Antonio

Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, España

*mcalero@ugr.es

Resumen

El uso generalizado de plásticos supone uno de los problemas ambientales en los últimos años, debido a la contaminación que producen en el medio ambiente una vez desechados. En este sentido, el reciclado químico mediante pirólisis es una alternativa de valorización de residuos plásticos de difícil reciclado mecánico, como el caso de los plásticos en residuos sólidos urbanos. Este trabajo plantea el desarrollo de materiales carbonosos a partir del char de pirólisis de residuos plásticos para ser utilizado como adsorbentes de CO₂. El char se ha sometido a un proceso de activación química y se han realizado ensayos de adsorción en continuo utilizando una columna de relleno. Se han estudiado el efecto de la altura de relleno, la concentración de CO₂ alimentado y la temperatura de adsorción. Los resultados han mostrado que el aumento de la concentración de CO₂ y la disminución en la masa de adsorbente favorece una saturación de la columna más rápida. Sin embargo, se ha encontrado que la temperatura es el parámetro con mayor influencia, aumentando de forma importante la capacidad de adsorción al disminuir la temperatura. La capacidad de adsorción aumentó desde 35 mg CO₂/g hasta 50 mg CO₂/g al disminuir la temperatura de 45 a 15 °C. El mayor valor de capacidad de adsorción (próximo a 80 mg CO₂/g) se obtiene con una masa de adsorbente de 1 g, una temperatura de 15 °C y una concentración de CO₂ en la alimentación del 40 % en volumen.

Palabras clave: Adsorción; CO₂; Char; Pirólisis; Residuos plásticos

1. Introducción

El uso extendido de los plásticos en la actualidad supone un gran problema medioambiental debido al gran volumen de consumo, la corta vida de uso y la lenta y baja biodegradabilidad una vez desechados. La mala gestión de los residuos plásticos que se ha hecho hasta la actualidad tiene una gran repercusión negativa en el medioambiente, donde los materiales plásticos interaccionan degradándose mecánicamente en partículas de menor tamaño conocidas como microplásticos. Se ha detectado presencia de microplásticos en efluentes acuáticos (Koelmans et al., 2022; Liro et al., 2023), suelos (Sajjad et al., 2022), atmósfera (Gasperi et al., 2018), e incluso en seres vivos (Prata et al., 2021).

En Europa cada ciudadano produce por término medio 180 kg de residuos plásticos, principalmente envases. El Pacto Verde Europeo se propone la minimización de materiales plásticos innecesarios, así como la reutilización y el reciclaje. Así, se pretende que los envases comercializados en la Unión Europea sean fácilmente reciclables para el año 2030 (European Commission, 2023), promoviendo el uso de plásticos biodegradables y la economía circular.

El reciclado preferente consiste en el tratamiento mecánico de la fracción a reciclar, triturándose para volver a ser utilizado en nuevos procesos de extrusión. Sin embargo, la naturaleza plural de los plásticos y la presencia de múltiples aditivos dificulta el proceso, inhabilitándolo en muchos casos. Es por ello, que el aprovechamiento químico supone una alternativa al desecho en vertedero de la fracción de plásticos no reciclable. La descomposición térmica mediante el proceso de pirólisis pretende revalorizar este tipo de residuos rompiendo térmicamente las cadenas poliméricas generando tres fracciones, un gas, un líquido y un sólido o char (Maqsood et al., 2021). Mientras que el gas y el líquido tienen un elevado valor como combustibles (Solís et. al, 2023), la fracción sólida o char supone un residuo en este tipo de proceso.

El char obtenido, de naturaleza carbonosa, puede ser activado para obtener materiales porosos con aplicaciones medioambientales, aprovechando las propiedades adsorbentes del material tras su activación. Así, se presenta aplicaciones potenciales como adsorbente para la depuración de efluentes acuosos contaminados con metales pesados (Calero et al., 2023), contaminantes orgánicos persistentes, o en la depuración de efluentes gaseosos, como por ejemplo para la eliminación de CO₂ en biogás (Pérez-Huertas et al., 2023).

En este trabajo se ha activado un char procedente de la pirólisis de una mezcla de plásticos de la fracción de rechazo de una planta de reciclado tratamiento de residuos sólidos urbanos. El char obtenido se activó con KOH debido a las competitivas propiedades texturales producidas en el proceso. El material obtenido se utilizó como adsorbente de CO₂, realizando el estudio en columnas en proceso en continuo. Se analizó la influencia de tres variables en el proceso de adsorción tales como la cantidad de adsorbente añadida o longitud del lecho, temperatura del proceso de adsorción y concentración de CO₂ en la corriente de entrada a depurar.

2. Metodología

2.1 Material, preparación y caracterización

El char utilizado en este trabajo se obtuvo mediante pirólisis de una mezcla de plásticos recogidos de la fracción denominada 'resto' de los residuos sólidos municipales, procedentes de una planta de tratamiento Ecocentral, ubicada en Alhendín (Granada). La mezcla se preparó manteniendo la misma proporción en la que se encuentran en dicha fracción resto: 54,0 % de polipropileno (PP), 8,2 % de poliestireno de alto impacto (HIPS), 10,1% poliestireno expandido (EPS), 27,7% de film (13,9% PP y 13,8% de no identificables).

La pirólisis se llevó a cabo en un horno de laboratorio tubular a una temperatura de 500 °C en atmósfera inerte de N₂. Una vez obtenido el char, se procedió a su activación química usando KOH, con una relación en peso char:KOH de 2:1 y una temperatura de activación de 760°C. Estas condiciones se seleccionaron debido a que, en estudios previos, fueron las que mostraron unas mejores propiedades del char para su uso como adsorbente de CO₂.

El char activado obtenido (AC) se caracterizó mediante análisis elemental, próximo y propiedades texturales con isothermas de adsorción de N₂ a 77 K. El análisis elemental se realizó en un equipo Thermo Scientific Flash 2000, para analizar C, H, N y S, obteniéndose el O por diferencia. El análisis próximo se realizó mediante termogravimetría en una balanza Perkin-Elmer STA 6000. Las propiedades texturales (superficie BET, S_{BET}; superficie de microporos, S_{MP}; volumen total, V_T; y volumen de microporos, V_{MP}) se obtuvieron de las isothermas de adsorción-desorción con N₂ a 77 K en un equipo Sync 220A de 3P Instruments. En la Tabla 1 se muestran las principales propiedades obtenidas.

Tabla 1. Principales propiedades del char activado (AC)

Análisis elemental (%)	N	0,72
	C	28,76
	H	0,86
	O (por diferencia)	69,99
	O/C ratio	2,42
Análisis próximo (%)	Humedad	2,48
	Volátiles	11,89
	Carbono fijo	66,01
	Cenizas	19,62
Análisis superficial	S _{BET} (m ² /g)	487,0
	S _{MP} (m ² /g)	414,2
	V _T (m ³ /g)	0,300
	V _{MP} (m ³ /g)	0,180
	V _{MP} /V _T (%)	60,0

2.2. Ensayos de adsorción de CO₂ en columna

Para llevar a cabo los ensayos de adsorción, se utilizó una columna de vidrio encamisada de 13 cm de altura y 1,3 cm de diámetro interno. El flujo de CO₂ se alimentó desde un circuito interno controlado y regulado con un caudalímetro digital. La columna se rellenó con bolas de vidrio en su parte inferior para evitar el atoramiento de la misma, a continuación, se introdujo la cantidad de material activado deseada y se recubrió con bolas de vidrio en la parte superior para evitar arrastre del sólido en la corriente de salida. El CO₂ se suministró en flujo ascendente y a la salida se dispuso una sonda NDIR de Edinburgh Instruments para registro de CO₂. Para el control de la temperatura, la columna dispone de una camisa con agua.

Los ensayos de adsorción se realizaron con las siguientes condiciones de operación: concentración inicial de CO₂ (10%, 25% y 40% vol.), masa de AC introducida en la columna (1 g, 1,5 g y 2 g) y temperatura de operación (15°C, 30 °C y 45 °C).

2.3. Caracterización de las curvas de ruptura

Para cada uno de los ensayos realizados, se obtuvieron las correspondientes curvas de ruptura que relacionan una concentración normalizada obtenida como el cociente de las concentraciones de CO₂ a la entrada y salida de la columna (C/C₀), con el tiempo de operación. Con respecto al tiempo, en la curva de ruptura destaca el tiempo de saturación (t_s) cuando la concentración de entrada y salida coincide, esto es C/C₀=1; y el tiempo de ruptura (t_r), como aquel cuando empieza a detectarse CO₂ en la corriente de salida.

La capacidad máxima de adsorción de CO₂ de la columna por masa de adsorbente (Q) se determinó como del área bajo la curva de ruptura desde el inicio del ensayo de adsorción y el tiempo para C/C₀=0,95 mediante la expresión (Wang et al., 2014):

$$Q = \frac{F \int (C_0 - C) dt}{M_{AC}} = \frac{F \cdot C_0 \int \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) dt}{M_{AC}} \quad (1)$$

donde F (mL/s) representa el caudal volumétrico de gas alimentado, C₀ (mmol/mL) y C (mmol/mL) las respectivas concentraciones de CO₂ a la entrada y salida de la columna, y M_{AC} (g) la cantidad total de char activado utilizado en la columna.

El porcentaje de CO₂ retenido en la columna (R) para el tiempo en el que $C/C_0=0,95$, se determinó como la cantidad de CO₂ retenida respecto a la alimentada en ese intervalo:

$$R = \frac{\int (1 - \frac{C}{C_0}) dt}{t_{total}} \quad (2)$$

3. Resultados y Discusión

3.1 Efecto de la altura de relleno

Para el estudio de la altura de relleno, expresada como masa de char activado, se fijó una temperatura de 15°C y una concentración inicial de CO₂ del 10%. A modo de ejemplo, en la Figura 1 se muestran las curvas de ruptura correspondientes a una masa de char activado de 1 y 2 gramos y en la Tabla 2 los principales parámetros característicos de las curvas de ruptura.

Tabla 2. Parámetros de las curvas de ruptura en función de la altura de relleno (T=15 °C, C₀=10%)

M _{AC} (g)	Q (mg CO ₂ /g)	R (%)	t _r (s)	t _s (s)
1	27,41	26,15	34	183
2	22,92	32,13	87	262

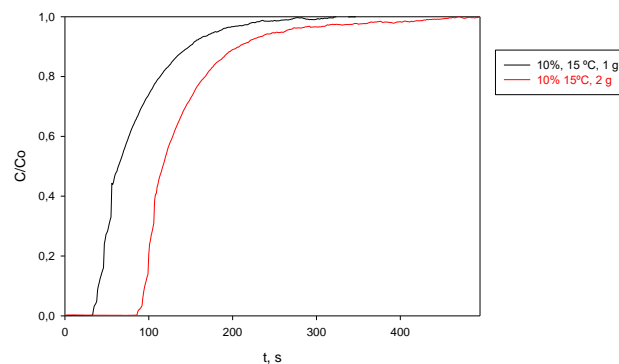


Figura 1. Curvas de ruptura en función de la altura de relleno (T=15 °C, C₀=10%)

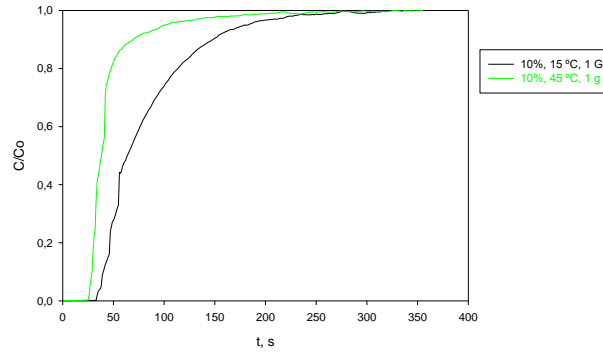
Como se puede observar las curvas siguen una tendencia similar. El tiempo de ruptura para una altura correspondiente a una masa de AC de 1 g es de 34 s, mientras que al aumentar la masa a 2 g, este tiempo sube hasta los 87 s. Con los tiempos de saturación la tendencia es la misma pasando de 183 segundos para una altura correspondiente a 1 g a los 262 segundos para una altura correspondiente a 2 g. Al aumentar la altura de relleno el tiempo de contacto entre CO₂ y el AC se prolonga y la superficie que tiene que atravesar la corriente de CO₂ es mayor de ahí que ambos tiempos aumenten. En cuanto a la capacidad de adsorción de CO₂, esta fue 27,41 y 22,92 mg CO₂/g para 1 y 2 g respectivamente. Los valores de Q (mg/g) que representan la cantidad de CO₂ retenida por unidad de masa de AC tiene un valor similar para ambas alturas de relleno, y comparables con los publicados en bibliografía (Bamdad et al., 2019). El rendimiento de eliminación de CO₂ fue 26,15% para 1 g y 32,13% para 2 g. A mayor cantidad de relleno se disponen de mayor número de punto de adsorción por lo que los rendimientos y cantidades absolutas adsorbidas de CO₂ son mayores, al igual que los tiempos, desplazándose las curvas a la derecha.

3.2 Efecto de la temperatura

Se estudió el efecto de la temperatura fijando la concentración inicial de CO₂ (10%) y la masa de AC (1 g). En la Figura 2 se muestran las curvas de ruptura para las temperaturas de 15 y 45 °C y en la Tabla 3 los principales parámetros de las mismas.

Tabla 3. Parámetros de las curvas de ruptura en función de la temperatura de operación ($M_{AC}=1$ g, $C_0=10\%$)

T (°C)	Q (mg CO ₂ /g)	R (%)	t _r (s)	t _s (s)
15	27,41	26,15	34	183
45	19,07	15,85	26	100

**Figura 2. Curvas de ruptura en función de la temperatura de operación ($M_{AC}=1$ g, $C_0=10\%$)**

En la Figura 2 se observa que, al aumentar la temperatura, la curva de ruptura se desplaza hacia la izquierda, disminuyendo tanto el tiempo de ruptura como el de saturación. El tiempo de ruptura para temperaturas más bajas, 15 °C, se alcanza a los 34 s mientras que, a 45 °C es de 26 s. En cuanto a la saturación de la columna se alcanza antes a temperaturas mayores, 100 segundos a 45 °C, mientras que a 15 °C, se tarda más en saturar la columna, 183 s. Los valores de la capacidad de adsorción y del rendimiento también son mejores para temperaturas más bajas, 27,41 mg CO₂/g y 26,15% para 15 °C frente a 19,07 mg CO₂/g y 15,85 % a 45 °C. Esto puede explicarse en base a que si la naturaleza de la adsorción es física, la interacción adsorbato-adsorbente puede verse obstaculizada al haber una mayor agitación de las moléculas por la mayor temperatura y por lo tanto los valores de capacidad adsorción son menores (Guo et al., 2021; Shi y Liu, 2021).

3.3 Efecto de la concentración

Se estudió el efecto de la concentración fijando una temperatura de operación de 15 °C y una masa de AC de 1 g. Las curvas de ruptura y los principales parámetros se muestran en la Figura 3 y en la Tabla 4, respectivamente.

Tabla 4. Parámetros de las curvas de ruptura en función de la concentración inicial de CO₂ ($M_{AC}=1$ g, $T=15^{\circ}\text{C}$)

C ₀ (% CO ₂ , vol.)	Q (mg CO ₂ /g)	R (%)	t _r (s)	t _s (s)
10	27,41	26,15	34	183
40	78,59	25,13	39	122

Como se puede observar los tiempos de ruptura para ambas concentraciones son muy similares, 34 s para una concentración inicial del 10% y 39 s para una concentración del 40%. Sí se observó una diferencia más significativa en el tiempo de saturación, 183 s frente a 122 s para concentraciones iniciales de 10% y el 40%, respectivamente, lo que podría justificarse en base a la mayor concentración en la corriente de entrada a la columna, lo que implica una mayor velocidad de saturación de los puntos activos, y por lo tanto la columna se sature más rápidamente cuanto más concentrada esté la corriente gaseosa en el adsorbato. En cuanto a los valores del rendimiento se obtienen mejores resultados para concentraciones iniciales más bajas, mientras que la capacidad de adsorción es mayor a concentraciones más altas, 78,59 mg CO₂/g para una concentración inicial del 40%. Este comportamiento puede justificarse en base al mayor gradiente de

concentración que se establece cuanto mayor es la concentración de CO_2 alimentado, lo que supone una menor resistencia a la transferencia de masa, mejorando el flujo de cantidad adsorbida (Tan et al., 2014). Sin embargo, a concentraciones de entrada más bajas el tiempo de penetración es mayor y por lo tanto el rendimiento es mejor por la saturación más lenta del sistema (Bamdad et al., 2019; Mesfer y Danish, 2018; da Silva, 2022; Ibrahim et al., 2022).

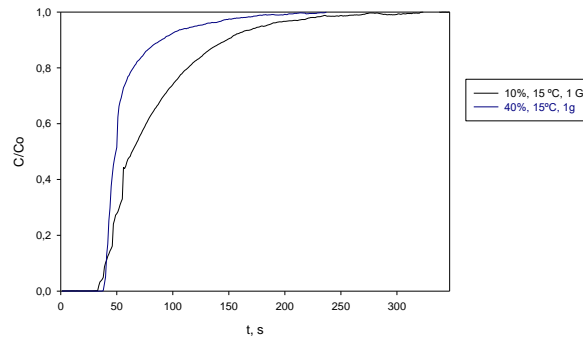


Figura 3. Curvas de ruptura en función de la concentración inicial de CO_2 ($M_{Ac}=1$ g, $T=15$ °C)

Analizando el efecto de las tres variables, se obtiene que el mayor valor de capacidad de adsorción, próximo a $80 \text{ mg CO}_2/\text{g}$, se obtiene con una masa de adsorbente de 1 g, una temperatura de 15 °C y una concentración de CO_2 en la alimentación del 40% en volumen.

Los resultados muestran la viabilidad de utilizar el char de pirólisis de residuos plásticos como adsorbente de CO_2 , lo que podría tener aplicaciones en procesos de depuración de gases, como el es el caso de la depuración de biogás para la producción de biometano, investigación en la que se enmarca el presente trabajo.

4. Conclusiones

Este estudio que pone de manifiesto la viabilidad de la utilización de carbón activado químicamente con KOH utilizando como precursor char procedente de la pirólisis de residuos plásticos no reciclables, para la adsorción de CO_2 utilizando un sistema continuo.

Los resultados han permitido encontrar las condiciones de funcionamiento de la columna que permiten obtener una mayor adsorción de CO_2 . Se ha observado que la temperatura es uno de los parámetros que más afectan al proceso de adsorción, obteniéndose mejores resultados tanto en la capacidad de adsorción como en el porcentaje retenido cuando la temperatura es inferior. Un efecto similar tiene la altura de relleno, de forma que a mayor altura se retiene una mayor cantidad de CO_2 . Sin embargo, cuando aumenta la concentración de CO_2 en la entrada, aumenta de forma importante la capacidad de adsorción, pero el porcentaje retenido permanece casi constante. En condiciones óptimas se obtuvo una capacidad de adsorción de $78,59 \text{ mg CO}_2/\text{g}$, con una masa de adsorbente 1 g, una temperatura de 15 °C y una concentración de CO_2 en la alimentación del 40 %.

Agradecimientos

Este trabajo ha recibido financiación del proyecto PID2019.108826RB.I00 financiado por la Agencia Estatal de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI /10.13039/501100011033).

Referencias

- Bamdad, H., Hawboldt, K., MacQuarrie, S., Papari, S., 2019. Application of biochar for acid gas removal: experimental and statistical analysis using CO₂. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 10902–10915. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04509-3>.
- Calero, M., Solís, R.R., Muñoz-Batista, M.J., Pérez, A., Blázquez, G., Martín-Lara, M.A., 2023. Oil and gas production from the pyrolytic transformation of recycled plastic waste: An integral study by polymer families. *Chem. Eng. Sci.*, 271, 118569. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2023.118569>.
- da Silva, J.D., 2022. Inverse analysis applying the Levenberg–Marquardt method for simultaneously estimating parameters of the adsorption of CO₂ on activated carbon in a fixed-bed adsorber. *J. Braz. Soc. Mech. Sci. Eng.* 44, 460. <https://doi.org/10.1007/s40430-022-03756-9>.
- European Commission, 2023. European Green Deal: Putting an end to wasteful packaging, boosting reuse and recycling. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_7155 (acceso 07/03/2023)
- Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F., Tassin, B., 2018. Microplastics in air: are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, 1, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.
- Guo, T., Fan, Z., Du, Y., Xu, J., Kong, L., Pan, Y., Xiao, H., Xie., Q., 2021. Thermodynamics of CO₂ adsorption on cellulose-derived biochar prepared in ionic liquid. *Can. J. Chem. Eng.* 99, 1940– 1961. <https://doi.org/10.1002/cjce.23940>.
- Ibrahim, M., Hameed, B.H., Ouakouak, A., Mohd Din, A.T., 2022. Effect of Hydrothermal Carbonization Parameters and Performance of Carbon Dioxide Adsorption on Pineapple Peel Waste Biochar. *Chem. Eng. Technol.*, 45, 1982-1989. <https://doi.org/10.1002/ceat.202200089>.
- Koelmans, A.A., Nor, N.H.M, Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M., de France, J., 2019. Microplastics in freshwater and drinking water: critical review and assessment of data quality. *Water Res.*, 155, 410-422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
- Liro, M., van Emmerik, T.H.M., Zielonka, A., Gallitelli, L.; Mihai, F.C, 2023. The unknown fate of macroplastic in mountain rivers. *Sci. Total Environ.*, 865, 161224. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161224>.
- Maqsood, t., Dai, J., Zhang, Y., Guang, M., Li, B., 2021. Pyrolysis of plastic species: a review of resources and products. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 159, 105295. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105295>.
- Mesfer, M.K.A., Danish, M., 2018. Breakthrough adsorption study of activated carbons for CO₂ separation from flue gas, *J. Environ. Chem. Eng.* 6, 4514-4524. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.042>.
- Pérez-Huertas, S., Calero, M., Ligeró, A., Pérez, A., Terpilowski, K., Martín-Lara, M.A., 2023. On the use of plastic precursors for preparation of activated carbons and their evaluation in CO₂ capture for biogas upgrading: a review. *Waste Manag.*, 161, 116-141. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.022>
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Lopes, I., Andrady, A.L., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2022. A one health perspective of the impacts of microplastics on animal, human and environmental health. *Sci. Total Environ.*, 777, 146094. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146094>.
- Sajjad, M., Huang, Q.; Khan, S., Khan, M.A., Liu, Y., Whag, J., Lian, F., Whang, Q., Guo, G., 2022. Microplastics in the soil environment: a critical review. *Environ. Technol. Inno.*, 227, 102408. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>.
- Shi, S., Liu, Y., 2021. Nitrogen-doped activated carbons derived from microalgae pyrolysis by-products by microwave/KOH activation for CO₂ adsorption. *Fuel*. 306, 121762. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121762>.

- Solís, R.R., Martín-Lara, M.A., Ligeró, A., Balbís, J., Blázquez, G., Calero, M., 2022. Revalorizing a pyrolytic char residue from post-consumer plastic into activated carbon for de adsorption of lead in water. *Appl. Sci.*, 12, 8032. <https://doi.org/10.3390/app12168032>.
- Tan, Y.L., Azharul, I., Asif, M., Hameed, B.H., 2014. Adsorption of carbon dioxide by sodium hydroxide-modified granular coconut shell activated carbon in a fixed bed. *Energy*. 77, 926-931. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.09.079>.
- Wang, X., Chen, L., Guo, Q., 2014. Development of hybrid amine-functionalized MCM-41 sorbents for CO₂ capture. *Chem. Eng. J.* 260, 573–581. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.107>.

PROYECTO LIFEPLASMIX: RECUPERACIÓN Y RECICLADO DE PLÁSTICOS MEZCLA CONTENIDOS EN LA FRACCIÓN RESTO DE LOS RESIDUOS MUNICIPALES

Calero, Mónica^{1*}; Blázquez, Gabriel¹; Pérez, Antonio¹; Muñoz-Batista, Mario Jesús¹; Godoy, Verónica¹; Arjandas, Sunil²; Martín-Lara, María Ángeles¹

¹Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Avda Fuentenueva s/n, 18071, Granada, España

²FCC Medioambiente, Diseminado Extrarradio, 41, 18620 Alhendín, Granada, España

*mcaleroh@ugr.es

Resumen

El proyecto LIFEPLASMIX ha sido financiado por el Programa de Medio Ambiente y Acción por el Clima (LIFE) de la Unión Europea, con el objetivo de demostrar cómo recuperar y reciclar los residuos de plástico mezcla contenidos en los residuos sólidos urbanos (RSU), una fracción que actualmente no se recupera ni se recicla, evitando su incineración y vertido. En concreto, el proyecto valorizará residuos de polipropileno (PP) y poliestireno (PS) en granza reciclada de alta calidad lista para ser utilizada en nuevos productos.

La planta que se ha desarrollado es una planta de reciclaje preindustrial ubicada en Alhendín (Granada, España), que va a producir aproximadamente 3.700 ton/año de material reciclado, basada en un sistema eficiente y sostenible que incluye una compleja etapa de separación óptica del material, su posterior lavado y secado, la etapa de extrusión para la obtención del material final e incluye una planta de recuperación, tratamiento y reciclado del agua de lavado para hacer que el proceso sea totalmente sostenible.

El proyecto está coordinado por FCC Medio Ambiente y cuenta como socios con STADLER, LINDNER, PELLENC, ANDALTEC, ANAIP y la Universidad de Granada. Actualmente, la planta se encuentra totalmente instalada y está en fase de pruebas y validación.

Una vez en funcionamiento, el proyecto demostrará que es posible alcanzar una tasa de recuperación próxima al 90 % del plástico mezcla contenido en los RSU de la provincia de Granada, reduciendo en 5600 ton/año el plástico que acaba en vertedero o incinerado, revalorizará por tanto un residuo plástico de alto impacto ambiental contribuyendo a la disminución de emisiones de gases de efecto invernadero al disminuir la producción de material virgen, creará empleo y mejorará la competitividad del sector del tratamiento de residuos en general y particularmente del sector del plástico.

Palabras clave: Polipropileno; Poliestireno; Reciclado mecánico; Residuos plásticos; Residuos sólidos urbanos.

1. Introducción

Los materiales plásticos se han convertido en indispensables para el desarrollo de la sociedad. Son fundamentales en muchos sectores como el transporte, la construcción, alimentación, agricultura o sanitario, contribuyendo además al ahorro de otros recursos como energía o agua. Sin embargo, la preocupación por los residuos plásticos y su impacto sobre el medio ambiente es cada vez más creciente.

En 2021, la producción mundial de plásticos aumentó un 4 % hasta superar los 390 millones de toneladas, de las cuales el 90,2 % son de origen fósil (Plastics Europe, 2022). En el caso particular de Europa, la producción fue de 57,2 millones de toneladas, de las que 50,1 fueron de origen fósil. De esa cantidad, aproximadamente el 52% se convierte en residuos cada año, lo que supuso para Europa la recogida de 29,5 millones de toneladas de plásticos post-consumo, de las cuales el 23 % acabó en vertedero, mientras que el 35 % se destinó a reciclaje y el 42 % a recuperación energética (Plastics Europe, 2022).

Con la adopción de la primera Estrategia sobre plásticos en Europa el 16 de enero de 2018 (Comisión Europea, 2018), se sentaron las bases para una economía del plástico más sostenible. Entre los objetivos principales se incluyeron la reducción del consumo de plásticos de un solo uso, que todos los envases de plástico del mercado de la Unión Europea (UE) sean reciclables o reutilizables antes de 2030 o que se reduzca la adición deliberada de microplásticos en algunos productos. Como parte de la transposición de esta normativa europea, en España se han publicado recientemente la Ley 7/2022 (Ley 7/2022), sobre residuos y suelos contaminados, así como el Real Decreto 1055/2022 (Real Decreto 1055/2022), de envases y residuos de envases. Este último incluye una serie de objetivos de prevención, reutilización, reciclado y valorización de envases y residuos de envases, entre los cuales cabe destacar el objetivo de lograr una reducción del peso de los residuos de envases producidos del 15% para 2030, respecto a los generados en 2010; conseguir que al menos el 50%, 80% y 90% del agua embotellada, bebidas refrescantes y cerveza comercializadas, respectivamente, vayan en envases reutilizables; y por último, el objetivo de reciclar como mínimo el 65% en peso de todos los residuos de envases para 2025. En cuanto a la Ley 7/2022, cabe mencionar el impuesto especial sobre los envases no reutilizables que contengan plástico, cuyo importe será de 0,45 €/kg de plástico no reciclado que contenga el envase. Por tanto, es una realidad cada vez más palpable la toma de acción orientada a la Economía Circular con el objetivo de desarrollar productos que sean más fácilmente reciclables, reutilizables y reparables

Este es el objetivo del proyecto PLASTIC MIX RECOVERY AND PP AND PS RECYCLING FROM MUNICIPAL SOLID WASTE (LIFE PLASMIX) coordinado por FCC Medio Ambiente y en el que participan como socios ANAIP, ANDALTEC, LINDNER, STADLER, PELLENC y la Universidad de Granada. El proyecto tiene como finalidad recuperar y reciclar el plástico mezcla contenido en los residuos sólidos urbanos (RSU), evitando su incineración y/o depósito en vertedero. En concreto, la fracción llamada “plástico mezcla” hace referencia a un cómputo de materiales plásticos que forman parte de distintos objetos cotidianos, incluyendo el polipropileno (PP) y el poliestireno (PS) incluyendo sus diversos tipos (GPPS + HIPS y EPS + XPS). Cada una de estas fracciones debe recuperarse y valorizarse por separado, siendo este el objetivo principal del proyecto, convirtiendo ambos tipos de residuos en granza reciclada de alta calidad lista para ser utilizada en nuevos productos. Estas fracciones de residuos plásticos actualmente tienen un porcentaje muy pequeño de recuperación o reciclado en comparación con otros materiales.

El polipropileno es el polímero más demandado en la Unión Europea cada año, tal como demuestran los estudios realizados por PlasticsEurope, así como otros estudios (Faraca y Astrup, 2019). Prácticamente el 50% de la demanda de plástico en Europa es PP, así como prácticamente el 48% de los residuos de plástico están formados por PP, de acuerdo con este estudio. El uso de PP es muy generalizado, pero sus principales aplicaciones son los envases no alimentarios (42%), envasado de alimentos (20%) y el sector automotriz (16%). Por otro lado, teniendo en cuenta que en Europa los envases de plástico representan el 40% del total de plástico producido (Ellen MacArthur Foundation, 2017), en Europa se producen unos 23 millones de toneladas de envases de plástico al año. Según la Fundación Ellen MacArthur, el 34% (5,3 millones de toneladas) de los envases está compuesto por los polímeros que forman parte de los llamados plásticos mezcla (21% de PP, 5% de PVC, 4% de PS y 4% de otros que tienen un solo uso). Por lo tanto, el 90% de esos envases puede considerarse como residuo en poco tiempo. Esto indicaría que, actualmente, cada año se están generando alrededor de 7-8 millones de toneladas de residuos de plástico mezcla en la UE.

Hoy en día, en España el plástico mezcla sólo se recicla si se recoge de forma selectiva, porque esto hace que los procesos de separación y reciclado sean sencillos y rentables (MITECO, 2020). Cuando el plástico

mezcla se deposita junto a otros residuos, en su mayoría orgánicos, absorben tanto la humedad como los olores, además de adherirse a ellos muchas partículas y suciedad procedente de estos restos orgánicos. Esto hace necesario incluir fases de separación y lavado en el proceso de reciclaje para obtener resultados de alta calidad y rentables.

Para superar este problema, LIFEPLASMIX pretende implantar un concepto de economía circular para el plástico mezcla, extrayéndolo de los RSU y reciclándolo. De esta forma, se obtendrían polímeros reciclados de alta calidad listos para ser utilizados en nuevos productos, incluyendo los de envasado de alimentos. Los resultados fomentarán el logro de los objetivos de la UE, ya que demostrará una solución para aumentar la tasa de reciclaje de plástico, así como una reducción del total de residuos plásticos vertidos e incinerados.

2. Descripción del proyecto y metodología

Para el desarrollo del proyecto se ha utilizado como materia prima los residuos plásticos mezcla contenidos en la fracción resto de los RSU (Figura 1). La planta de reciclaje está ubicada en Alhendín, Granada (España), lo más cerca posible de la fuente principal de materia prima, que se encuentra en la Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico de Residuos, Ecocentral Granada.



Figura 1. Bala de material de partida.

La planta producirá 3769 toneladas/año de material reciclado y constituirá la primera planta de demostración piloto preindustrial de reciclaje de este tipo de materiales. El proceso está basado en tres etapas principales (Figura 2):

- Una primera etapa que incluye un proceso de separación avanzada con sistemas ópticos en cascada que permite discriminar los distintos tipos de polímeros (PP y los diferentes tipos de PS), incluso permite la separación del PP por colores.
- Una segunda etapa de lavado y secado del material, que resulta especialmente importante dado el alto grado de contaminación que presenta por su contacto con otros materiales como restos orgánicos, debido a su procedencia.
- Una tercera etapa de extrusión con sistema de desgasificación que elimina malos olores.

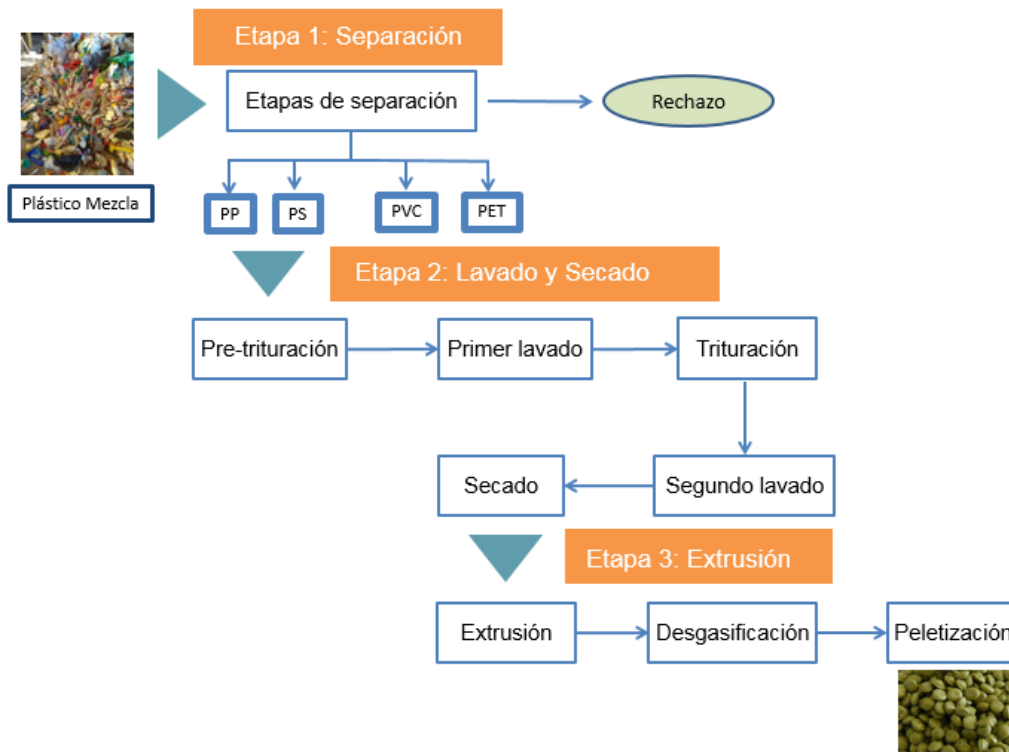


Figura 2. Etapas del proceso.

El proyecto que se inició en Julio de 2019 pretende estar implementado a finales de 2023.

Las acciones que se han llevado a cabo para la implementación del proyecto han sido las siguientes:

1. Cuantificación y caracterización de la materia prima disponible. El objetivo de esta etapa ha sido realizar una identificación y caracterización de la materia prima de la planta. La alta heterogeneidad de la materia prima y la variabilidad de metodologías de muestreo, requieren del establecimiento de un protocolo que permita asegurar la veracidad de los resultados obtenidos. Para ello, se han utilizado técnicas como inspección visual, Espectroscopía de Infrarrojo Cercano (NIR), Espectroscopía de Infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR) y Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC). También se ha determinado el contenido en humedad mediante secado en estufa a 90 °C hasta pesada constante y el contenido en suciedad mediante diferencia de peso entre el material original y el material una vez lavado hasta la eliminación completa de la suciedad.
2. Diseño de equipos y preparación del lugar de instalación de equipos. El objetivo es diseñar y construir todo el equipamiento necesario para la planta, asegurar la calidad del producto final, demostrar el rendimiento individual y en conjunto de los equipos a instalar y establecer los costes reales de operación, mantenimiento y reparación.
3. Instalación de equipos, puesta en marcha y validación del proceso industrial. Se incluye la instalación y todas las pruebas industriales planificadas que establezcan los parámetros óptimos de operación. Se requiere de una gran cantidad de pruebas para definir el conjunto de parámetros óptimos para los diversos equipos del proceso.
4. Acciones de replicabilidad y transferibilidad. Para ello, la tecnología del proyecto se probará en otros lugares de España y en diferentes países de Europa.
5. Monitorización de los impactos ambientales y socioeconómicos del proyecto. Desde el punto de vista ambiental, se va a realizar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de la planta de reciclado del proyecto LIFE PLASMIX que permita evaluar el impacto ambiental del proceso y su comparación

con la producción de granza virgen de los mismos materiales. También se realizará la evaluación del impacto socioeconómico del proyecto a través de la estimación de costos y beneficios económicos y sociales, desde el punto de vista de la población y la economía local.

3. Resultados

En una primera fase, se ha realizado una completa caracterización y cuantificación del material de partida sometido a un triaje manual previo, encontrándose que el polipropileno (PP) es el componente mayoritario, representando un valor medio del 64 %, mientras que el poliestireno (PS) supone un porcentaje medio del 13 %, aproximadamente. El resto lo componen materiales como polietileno tereftalato (PET), polietileno rígido, film y otros componentes minoritarios como papel y cartón o restos de materia orgánica. Así mismo, se determinó el contenido en humedad y suciedad del material de partida, dada su importancia para el diseño de la etapa de lavado. En la Figura 3 se muestra el porcentaje medio de cada uno de los materiales encontrados en el plástico mezcla y en la Tabla 1 se muestran los valores medios del contenido en suciedad y humedad de los materiales empleados en el proyecto. Una información más detallada de esta etapa del proceso se muestra en Rodríguez-Liébana et al. (2022).

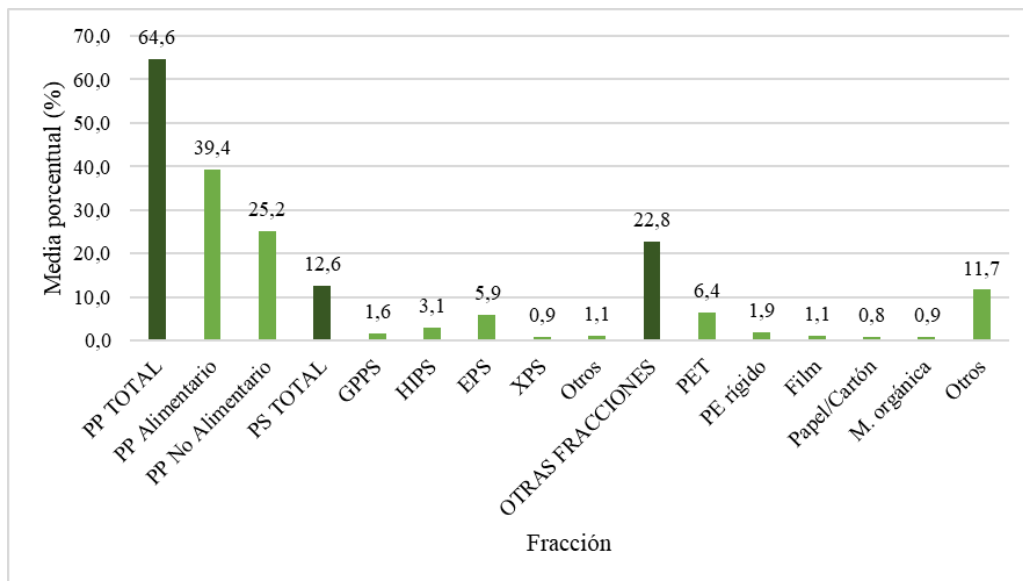


Figura 3. Porcentaje medio de cada uno de los materiales encontrados en el plástico mezcla.

Tabla 1. Valores medios del contenido en humedad y suciedad de los materiales.

Fracción	Humedad %	Suciedad %
Polipropileno (PP)	4,84	8,12
Poliestireno (PS)	6,97	8,11

A partir del conocimiento de la materia prima, se procedió al diseño, montaje y optimización de las distintas etapas que componen el proceso de reciclado de PP y PS. En esta etapa se incluyen otros aspectos como selección de la ubicación, petición de permisos y licencias, planificación urbana, etc. Esta etapa ha requerido de una importante labor de ingeniería y ha tenido una duración de casi dos años. En la Figura 4 se muestran algunas imágenes de la línea que hace la etapa de separación.



Figura 4. Imágenes de la etapa de separación de la planta del proyecto LIFE PLASMIX.

En cuanto al proceso de extrusión, desde el inicio del proyecto hasta la fecha se han producido en torno a 1.200 toneladas de material granceado, que ya está teniendo aplicación para fabricación de cajas para fruta y verdura, así como para fabricación de soportes para plástico agrícola de invernadero.

Desde el punto de vista del impacto ambiental, se espera que el proyecto LIFE PLASMIX tenga importantes beneficios además del objetivo principal del proyecto de reducir el impacto ambiental que causan los residuos plásticos y ayudar a su reciclado. Se espera contribuir con el proyecto a recuperar casi el 67 % de los residuos de plástico mezcla contenidos en los RSU de Granada, reducir en unas 5600 toneladas/año los residuos plásticos que finalizan su vida útil en vertederos o son incinerados, reducir las emisiones de CO₂ en un 69 % respecto al uso de materiales vírgenes y contribuir a favorecer una economía circular en el sector del plástico. Además, el proyecto pretende ser escalable a otras plantas de tratamiento de residuos de España y de otros países europeos (LIFE PLASMIX, <https://lifepiasmix.com/>).

Por otro lado, el proyecto LIFEPLASMIX reportará también importantes beneficios socioeconómicos. Desde un punto de vista local, el proyecto contribuirá a promover la actividad industrial de la zona y la creación de otras empresas relacionadas con el sector, lo que se traducirá en una importante aportación a la creación de empleo. Estos beneficios se extenderán a nivel nacional y europeo, debido al plan de transferibilidad y replicabilidad previsto en el proyecto LIFE PLASMIX. Además, contribuirá a la incorporación de nuevas soluciones en el sector de la gestión de residuos que podrán tomar medidas similares, fomentando la mejora de los procesos y el aumento de la productividad.

En unas encuestas de difusión realizadas a la ciudadanía acerca del proyecto LIFEPLASMIX, se constató que prácticamente el 100% de los encuestados valoraba positivamente el impacto que el proyecto va a tener en Granada y su área metropolitana. Así mismo, el 65% de los encuestados opinó que, para mitigar el impacto de los residuos plásticos, es necesario una mayor implicación de las industrias. También se realizó una encuesta de difusión a empresas del sector del plástico (fabricantes, transformadores, recicladores, etc.) en la que se puso de manifiesto que el 70% de las empresas encuestadas tenía interés en conocer más de cerca el proceso de reciclado de LIFE PLASMIX, y al menos el 50% estaría dispuesto a probar en sus productos la granza reciclada obtenida con el proyecto.

4. Conclusiones

La actual legislación vigente en materia de residuos establece objetivos y medidas cada vez más restrictivos en lo que respecta a la gestión de los mismos, sus formas de recogida y su depósito en vertedero, lo cual está provocando un cambio de tendencia a favor de otros procesos de valorización, como el reciclado químico o mecánico. Este último proceso es el foco principal del proyecto LIFE PLASMIX, que realiza una considerable inversión en tecnologías innovadoras para reciclar mecánicamente los residuos plásticos mezcla contenidos en la fracción resto de los residuos sólidos municipales.

Este proyecto en ejecución se está desarrollando a través de una colaboración público-privada, gracias al programa europeo LIFE de subvenciones para proyectos con carácter demostrativo. El proyecto está coordinado por FCC Medio Ambiente y cuenta con un consorcio formado por empresas como STADLER, LINDER, PELLENC, un centro tecnológico como ANDALTEC, la Asociación Española de Industriales de Plástico (ANAIP) y la Universidad de Granada (UGR). La planta cuenta con un sistema de clasificación de materiales, una etapa posterior de lavado y secado, y una última etapa de extrusión que posibilita realizar el sistema de gestión de los residuos de plástico mezcla al completo en una misma instalación, muy cercana a la planta de tratamiento de residuos que es la suministradora de materia prima. La planta producirá 3769 toneladas/año de material reciclado y constituirá la primera planta de demostración piloto preindustrial de reciclaje de este tipo de materiales. Así mismo, contribuirá disminuir el impacto ambiental que producen los residuos plásticos ayudando a su reciclado.

Agradecimientos

Este trabajo ha recibido fondos de la Unión Europea, Programa LIFE- LIFE18 ENV/ES/000045-LIFEPLASMIX.

Referencias

- Comisión Europea, 2018. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Una estrategia europea para el plástico en una economía circular. Estrasburgo, 16.1.2018, COM (2018) 28 final.
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. The new plastics economy. Rethinking the future of plastics. <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>
- Faraca, G., Astrup, T., 2019. Plastic waste from recycling centres: Characterisation and evaluation of plastic recyclability. Waste Manag. 95, 388-398. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.038>
- Ley 7/2022, de 8 abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín Oficial del Estado 85, Sec. I., 48578-48733.
- LIFE PLASMIX. Página oficial del proyecto. <https://lifepiasmix.com/>. Último acceso: marzo 2023).
- MITECO, 2020. Memoria anual de generación y gestión de residuos de competencia municipal. 2020. Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Dirección General, Calidad y Evaluación Ambiental.
- Plastics Europe, 2022. Plastics - The Facts 2022. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>
- Real Decreto 1055/2022, de 27 de diciembre, de envases y residuos de envases. Boletín Oficial del Estado 311, Sec. I., 185982-186068.
- Rodríguez-Liévana, J.A., Martín-Lara, M.A., Navas-Martos, F.J., Peñas-Sanjuan, A., Godoy, V., Arjandas, A., Calero, M., 2022. Morpho-structural and thermo-mechanical characterization of recycled polypropylene and polystyrene from mixed post-consumer plastic waste. J. Environ. Chem. Eng. 5, 108332.

PRODUCCIÓN DE COMBUSTIBLES POR PIRÓLISIS CATALÍTICA DE UNA MEZCLA REAL DE RESIDUOS PLÁSTICOS

Calero, M.; Paucar-Sánchez, M.F.; Blázquez, G.; Solís, R.R.; Martín-Lara, M.A; Muñoz-Batista, M.J

Tecnologías de Valorización de Residuos y Procesos Catalíticos, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, España

*mcaleroh@ugr.es

Resumen

Esta contribución presenta el estudio del proceso de pirólisis catalítica de una mezcla real de residuos plásticos provenientes de la fracción de rechazo de una Planta de tratamiento biológico-mecánico de residuos municipales. El análisis se realizó utilizando tres sistemas catalíticos; Sepiolita (SE) y dos variantes de Montmorillonita (MK10 y MK30). Las principales propiedades de los catalizadores comerciales estabilizados térmicamente se analizaron utilizando varias técnicas de caracterización (FTIR, TGA y fisiorción de N₂), lo que permitió su caracterización química, estructural y morfológica. Las propiedades catalíticas se estudiaron en un reactor de laboratorio utilizando una relación en peso catalizador/residuo plástico entre 0.05 (5%)-0.1(10%), 0.8 L/min de nitrógeno a 500 °C durante 60 min. Los mayores rendimientos de la fracción líquida (44.2 %) se obtuvieron utilizando SE con una relación catalizador/residuo plástico de 0.05, mientras que el rendimiento de la fracción gaseosa se optimizó (54.3 ± 0.2 %) para las condiciones de trabajo ensayadas para los catalizadores MK10 y MK30 (relación 0.05). El análisis de la fracción gaseosa mostró la presencia de hidrógeno, metano, etano, etileno, acetileno, propano, propino y dióxido de carbono. El análisis de la fracción líquida se realizó a partir de la combinación de experimentos de destilación simulada complementada con la identificación de especies por FTIR. Se identificó una fracción con propiedades similares a la gasolina incluyendo el análisis de la fracción correspondiente a las naftas, una fracción con propiedades similares al queroseno y diésel.

Palabras clave: Residuos plásticos; Pirólisis, Catálisis, Sepiolita; Montmorillonita.

1. Introducción

Los plásticos han jugado un papel relevante en el desarrollo industrial en los últimos 50 años. Son un componente crucial en varios productos en una amplia gama de aplicaciones, incluido el embalaje, la construcción, instrumentación médica, dispositivos electrónicos, etc. (Anuar Sharuddin, 2016; Qureshi, 2020; Gebre, 2021). La demanda de plástico se ha incrementado constantemente, lo que ha provocado un aumento en la generación de desechos plásticos. La reutilización de componentes plásticos debería ser la primera alternativa, pero obviamente está limitada por el deterioro de los materiales tras su vida útil. Por otro lado, el aumento del reciclaje de plástico se ve limitado por una gran variedad de aspectos técnicos y económicos (Schwarz, 2020). Una gran cantidad de residuos plásticos no son reciclables por métodos tradicionales, como, por ejemplo, los que provienen de fracciones de rechazo de tratamientos biológicos-mecánicos. En este contexto, el desarrollo de alternativas de valorización como la pirólisis térmica y catalítica, la gasificación y el plasma se perfilan como potenciales alternativas. (Anuar Sharuddin, 2016; Qureshi, 2020; Gebre, 2021) En particular, el proceso de pirólisis puede convertir los residuos plásticos en tres fracciones; líquida (que puede tener aplicaciones como combustibles) (Budsareechai, 2019; Quesada, 2019; Paucar-Sánchez, 2022), sólida (estructura carbonosa con potencial para su uso como adsorbentes o soportes catalíticos) (Solís, 2022; Wijesekara, 2021; Harussani, 2022), y gases (con un alto valor calorífico equivalente al gas natural ~44 MJ/kg) (Anuar Sharuddin, 2016; Parrilla-Lahoz, 2022; Chen, 2021). Aunque, en general, la pirólisis térmica no es un proceso altamente selectivo, los esquemas de pirólisis son

relativamente flexibles debido a que las principales condiciones de operación pueden manipularse para optimizar los rendimientos del producto (Gebre, 2021). La alternativa catalítica intenta resolver algunas de las limitaciones de los procesos de pirólisis tradicional, como puede ser el incremento de la selectividad a los productos de interés.

Esta contribución presenta el desarrollo de un proceso de pirólisis de plástico no reciclable utilizando un esquema catalítico in situ y Sepiolita (SE) y dos estructuras Montmorillonitas (MK10 y MK30) como catalizadores para producir combustibles.

2. Metodología

2.1 Residuo plástico

El residuo plástico utilizado proviene de la fracción de rechazo de una planta de tratamiento mecánico-biológico situada en la provincia de Granada. Las muestras, compuestas por varias estructuras poliméricas, fueron previamente lavadas, secadas y sometidas a un proceso de reducción de tamaño (1-3 mm) para facilitar el proceso de pirólisis. La composición media de las muestras plásticas fueron 56.10% de Polipropileno rígido (PP), 12.65% de PP en forma de película, 12.65% de Poliestireno (PS) en forma de película, 10.05% de PS expandido y 8.55% de PS de alto impacto.

2.2 Tratamiento y caracterización de los catalizadores

La Sepiolita (SE) y las dos muestras de Montmorillonitas (MK10 y MK30) fueron suministradas por Sigma Aldrich. La estabilización química, estructural y morfológica de las muestras se llevó a cabo mediante la calcinación de las muestras a 550 °C, presión atmosférica, durante 3.5 h. Las modificaciones morfológicas de las muestras se analizaron por adsorción-desorción de N₂ (Micromeritics ASAP2429 Porosity Analyzer). Las medidas de acidez en superficie se realizaron por Desorción de NH₃ a temperatura programada (TPD) (AutoChem II 2920 model from Micromeritics Instrument Corporation).

2.3 Sistema de reacción

El proceso de pirólisis se llevó a cabo en un sistema de reacción horizontal de acero (Nabertherm R 50/250/12 Model furnace, stainless steel 316, con diámetro interno de 4 cm y longitud de 34.25 cm) como se muestra en la Figura 1.

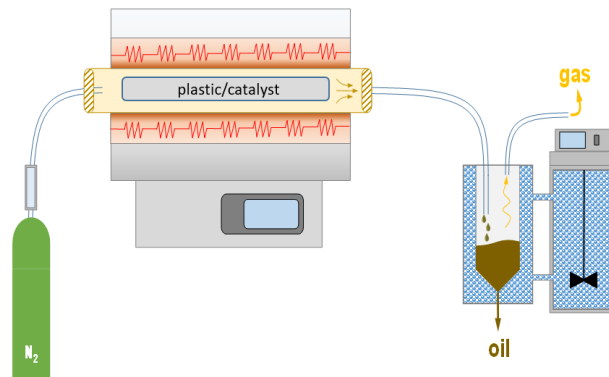


Figura 1. Representación esquemática del sistema de reacción.

Los experimentos se realizaron utilizando 20 g del residuo plástico y 1 o 2 g del catalizador. La reacción se llevó a cabo a 500 °C, durante 60 min, utilizando una velocidad de calentamiento de 10 °C/min desde temperatura ambiente y un caudal de N₂ de 0.8 L/min. Los productos líquidos y gaseosos se separaron mediante un baño de refrigeración a -7 °C y se recogieron en un recipiente de vidrio y bolsas de muestreo de gas TEDLAR.

2.4 Análisis de los productos

Los gases no condensables se midieron utilizando un Micro GC (Agilent 990 Bio-Gas analyzer) equipado con dos columnas (J&W Molesieve, PoraPLOT) y un detector de conductividad térmica (TCD). El análisis elemental de la fracción líquida se realizó utilizando un analizador de CHNS-O (Thermo Scientific Flash 2000 CHNS-O Analyzer), complementada por Espectroscopía de Infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR). La destilación simulada de la fracción líquida se realizó utilizando un sistema de cromatografía de gases con un detector de ionización de llama (FID) y columna ELITE 2887 de acuerdo con la norma ASTM D2887. La clasificación de los hidrocarburos se realizó por Espectrometría de masas siguiendo la metodología descrita en las normas ASTM D2789, ASTM D2425, ASTM D2786, and ASTM D3239. En el caso de los hidrocarburos más ligeros, se utilizó un sistema de cromatografía de gases (Agilent 8860) acoplado a un espectrómetro de masas (triple-quadrupole Agilent 5977).

3. Resultados y discusión

La Figura 2 (A, B) muestra las isothermas de adsorción-desorción de N_2 y la distribución del tamaño de poro, respectivamente. Los materiales pueden clasificarse como tipo IV, con histéresis tipo H3 para sepiolita y tipo H4 para montmorillonitas. La Tabla 1 resume las características morfológicas de los materiales catalíticos. En la Figura 2 C se identifica la contribución de sitios ácidos débiles y moderados (Chen, 2021; Zhang, 2019). Las muestras MK10 y MK30 mostraron un pico bien definido centrado a 170 °C, asociado con sitios ácidos débiles, mientras que las muestras SE describieron una banda ancha, asociada en parte a sitios ácidos débiles, pero con una contribución importante de sitios ácidos moderados (315 °C) (Chen, 2021). El análisis realizado permite también calcular la acidez total de los catalizadores. La acidez expresada en milimoles de NH_3 por gramo alcanzó un máximo para SE, seguida de MK30 y MK10.

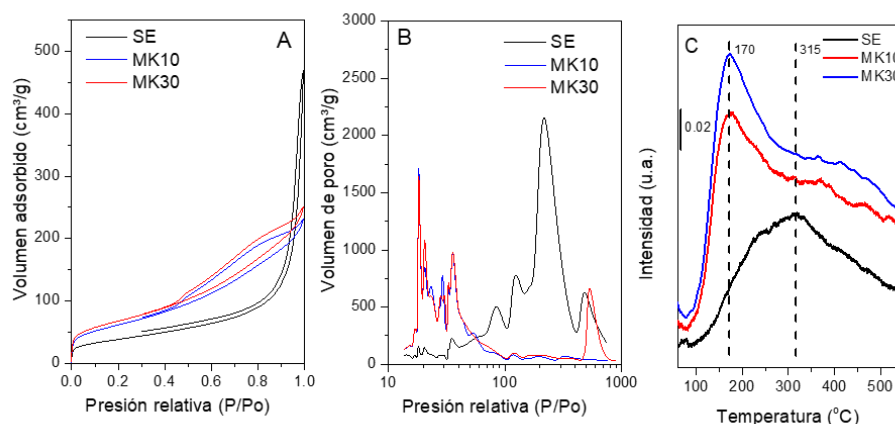


Figura 2. Isothermas de adsorción-desorción de N_2 , (B) distribución de tamaño de poro y (C) TPD.

Tabla 1. Propiedades morfológicas y acidez de las muestras

Catalizador	S_{BET} ($m^2 \cdot g^{-1}$)	S_{MP} ($m^2 \cdot g^{-1}$)	S_{EXT} ($m^2 \cdot g^{-1}$)	V_T ($cm^3 \cdot g^{-1}$)	V_{MP} ($cm^3 \cdot g^{-1}$)	Tamaño medio de poro (Å)	Acidez ($mmol \cdot g^{-1}$)
SE	138	9	129	0.726	0.004	82	0.290
MK10	224	-	224	0.357	-	55	0.233
MK30	245	-	245	0.389	-	54	0.276

En la Tabla 2 se muestra el efecto de la SE y las muestras de MK en la fracción de los productos obtenidos. Se detectó un aumento en la fracción gaseosa y una reducción en la cantidad de líquido y valores de rendimiento de la fracción sólida entre 6,6-8,1%. De forma general, se detecta también que la fracción de gas se incrementa al utilizar una cantidad superior de catalizador.

Tabla 2. Rendimientos (expresados en porcentaje en peso) de las fracciones obtenidas

Porcentaje de catalizador (SE o MK) en la mezcla	Gas	líquido	Sólido
0%	36.69	56.70	6.61
5% SE	42.14	50.44	7.43
10% SE	44.20	48.50	7.30
5% MK10	39.00	54.26	6.74
10% MK10	40.70	52.62	6.68
5% MK30	37.57	54.32	8.11
10% MK30	38.69	53.57	7.74

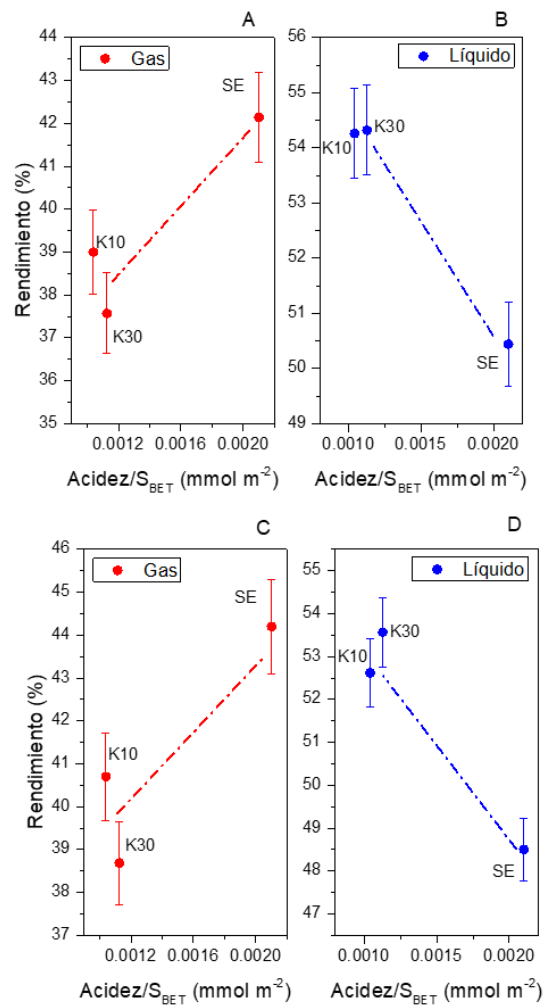


Figura 3. Relación Acidez/S_{BET} en función de las fracciones de líquido y gas.

Como se resume en la Tabla 1, la acidez total de la muestra MK30 es relativamente mayor que la muestra MK10, acercándose a los valores medidos para la SE, la cual, como se mencionó anteriormente, tiene una

mayor contribución de centros ácidos moderados (por encima de 300 °C). Como la morfología y la acidez influyen notablemente en la selectividad, se determinó para cada catalizador una relación entre acidez total/área superficial. Este parámetro cuantitativo permite un análisis preliminar de los rendimientos a la fracción gaseosa y líquida. Esta relación, definida en la Figura 3 como Acidez/ S_{BET} (milimoles de NH_3 por m^2 de superficie catalítica), permite identificar dos zonas claramente definidas. Las muestras MK10 y MK30 presentan valores menores de la relación Acidez/ S_{BET} lo que puede asociarse a una producción menor de gas y una fracción de líquido más alta, mientras que la muestra SE proporciona una fracción de gas más alta claramente relacionada con una relación acidez/área mayor. Como se observa en la figura, la tendencia es independiente del porcentaje de catalizador utilizado (5% o 10%). La correlación de la Figura 3 sugiere que el perfil de selectividad está preferentemente asociado con el tipo de centros ácidos más que con la acidez total de la muestra. Obviamente, y como se describe más adelante, la distribución de poros de las muestras también debe considerarse como un factor relevante.

La composición del gas (Figura 4) muestra que probablemente los gases condensables (propano y butano) y las fracciones líquidas ligeras (pentano) producidas por el craqueo catalítico están bajo el efecto del craqueo térmico. Las reacciones típicas de los hidrocarburos ligeros muestran que la descomposición de los pentanos comienza a los 390 °C sin deshidrogenación. Aun así, con el aumento de la temperatura, se produce la desmetanización junto con la desetanización y la despropanación. La presencia de monóxido de carbono y dióxido de carbono en los gases puede deberse al origen del material y a las trazas de impurezas orgánicas e inorgánicas sobre los plásticos y los aditivos utilizados en su fabricación. (Quesada, 2022)

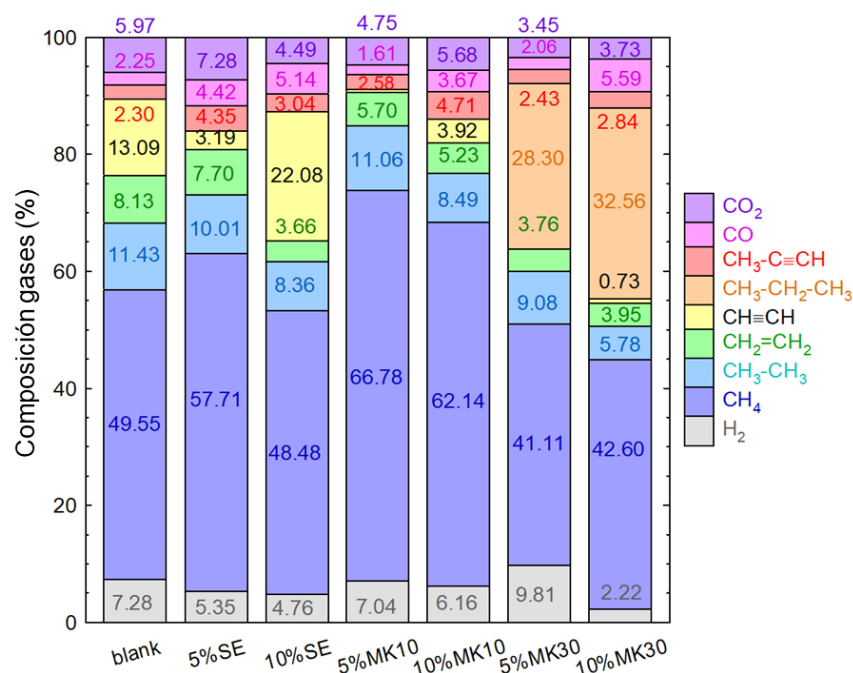


Figure 4. Composición de la fracción de gases.

El análisis de la fase líquida se complementó con los resultados obtenidos por FTIR (Figura 5). Las principales contribuciones se sitúan entre 3080 y 3020 cm^{-1} (C-H) para los alquenos; 2960 – 2850 cm^{-1} (C-H) para alcanos; 1760 – 1670 cm^{-1} (C=O) para aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos y ésteres; 1680 – 1640 cm^{-1} (C=C) para alquenos; 1650 – 1580 (N-H) para aminas; 1600 – 1500 cm^{-1} (C=C) para anillos aromáticos; 1470 – 1350 cm^{-1} para alcanos; 1340 – 1020 cm^{-1} para aminas; 1260 – 1000 cm^{-1} para alcoholes, éteres, ácidos carboxílicos y ésteres; 1000 – 675 cm^{-1} (C-H) para alquenos; 870 – 675 cm^{-1} (C-H) para sustitución de anillo de fenilo; y 700 – 610 cm^{-1} (C-H) para alquinos. (Kusenber, 2022)

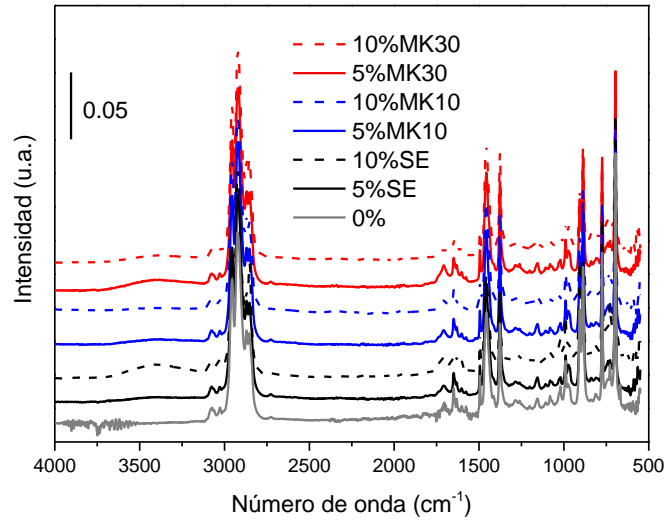


Figure 5. Espectros obtenidos por FTIR de la fracción líquida.

La Figura 6 muestra los resultados obtenidos por destilación simulada. Los perfiles obtenidos indican que, de forma general, al añadir los catalizadores se incrementa la temperatura de ebullición en función de las fracciones destiladas. Esta tendencia es mayor cuando se utiliza la muestra MK30 a concentración igual al 10 % en peso. En la zona donde se sitúan las naftas y la fracción queroseno es donde se detectan las mayores diferencias, lo que permitiría una potencial optimización de estas fracciones que pueden ser utilizadas como combustibles.

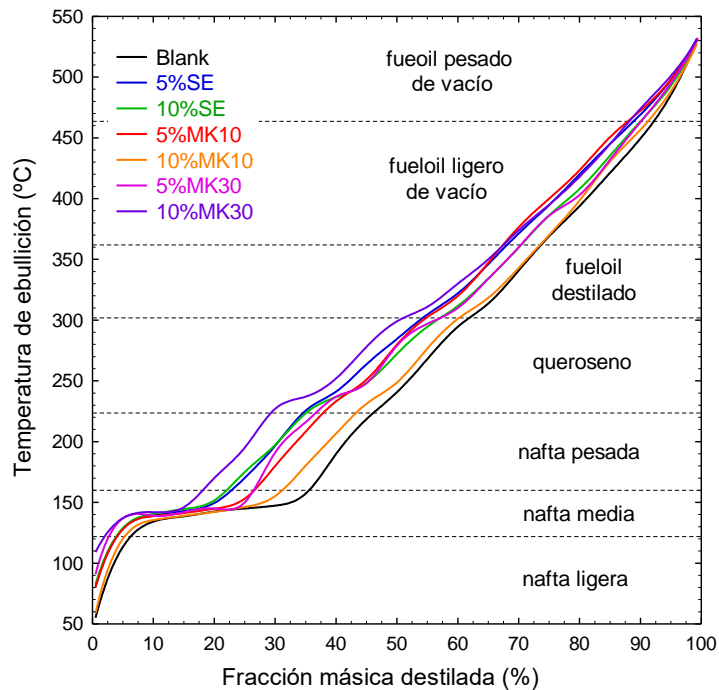


Figura 6. Curvas de destilación simuladas.

4. Conclusiones

Esta contribución presenta un análisis completo de los productos con especial énfasis en la identificación y clasificación de las fracciones de combustible obtenidas a partir de un proceso de pirólisis catalítica de una mezcla real de residuos plásticos. Se emplearon como catalizadores sepiolita y montmorillonitas, que después de un tratamiento térmico simple, proporcionaron muestras catalíticas con una estructura porosa bien definida y propiedades de acidez adecuadas para el proceso catalítico. Se analizó la relación entre la acidez y la morfología identificando las zonas donde se pueden maximizar los productos de interés. Mediante destilaciones simuladas (algunos datos no incluidos en este resumen) se llevó a cabo un cribado completo de las fracciones asimilables a gasolina, queroseno, diésel y fondos, por analogía con los hidrocarburos presentes en el petróleo. En condiciones de operación optimizadas, el proceso permitiría obtener productos líquidos que pueden formar parte de la gasolina, una fracción con propiedades similares a la fracción Diesel, una fracción de queroseno que puede ser utilizada como material de partida para la producción de productos petroquímicos, entre otros productos de interés industrial. El enfoque sitúa, con una perspectiva crítica y basado en un estricto análisis de las fracciones por destilación simulada, el potencial de un esquema de valorización termo-catalítica de residuos plásticos reales en el contexto energético actual; aún dominado por los combustibles obtenidos de la industria del petróleo.

Agradecimientos

Este trabajo ha recibido fondos de los proyectos PID2019–108826RB-I00/SRA financiado por MCIN/ AEI /10.13039/501100011033 y del proyecto B-RNM-78-UGR20 FEDER/Junta de Andalucía-Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades.

Referencias

- Al-Salem, S.M., Antelava, A., Constantinou, A., Manos, G., Dutta, A., 2017. A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW). *J. Environ. Manage.*, 197, pp. 177–198, doi: 10.1016/j.jenvman.2017.03.084.
- Anuar Sharuddin, S.D., Abnisa, F., Wan Daud, W.M.A., Aroua, M.K., 2016. A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Convers. Manag.*, 115, 308–326, doi: 10.1016/j.enconman.2016.02.037.
- Budsareechai, S., Hunt, A.J., Ngernyen, Y., 2019. Catalytic pyrolysis of plastic waste for the production of liquid fuels for engines. *RSC Adv.*, 9, 10, pp. 5844–5857, doi: 10.1039/c8ra10058f.
- Chen, M. *et al.*, 2021. Hydrogen production by ethanol steam reforming over M-Ni/sepiolite (M = La, Mg or Ca) catalysts. *Int. J. Hydrogen Energy*, 46, 21796–21811, doi: 10.1016/j.ijhydene.2021.04.012.
- Gebre, S.H., Sendeku, M.G., Bahri, M., 2021. Recent Trends in the Pyrolysis of Non-Degradable Waste Plastics. *Chemistry Open*, 10, pp. 1202–1226, doi: 10.1002/open.202100184.
- Harussani, M.M., Sapuan, S.M., Rashid, U., Khalina, A., Ilyas, R.A., 2022. Pyrolysis of polypropylene plastic waste into carbonaceous char: Priority of plastic waste management amidst COVID-19 pandemic. *Sci. Total Environ.*, 803, 149911, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149911.
- Kusenbergh, M. *et al.*, 2022. A comprehensive experimental investigation of plastic waste pyrolysis oil quality and its dependence on the plastic waste composition. *Fuel Process. Technol.*, 227, 107090, doi: 10.1016/j.fuproc.2021.107090.
- Parrilla-Lahoz, S. *et al.*, 2022. Materials challenges and opportunities to address growing micro/nanoplastics pollution: a review of thermochemical upcycling. *Mater. Today Sustain.*, 20, 100200, doi: 10.1016/j.mtsust.2022.100200.
- Paucar-Sánchez, M.F., Calero, M., Blázquez, G., Solís, R.R., Muñoz-Batista, M.J., Martín-Lara, M.A., 2022. Thermal and catalytic pyrolysis of a real mixture of post-consumer plastic waste: An analysis of the gasoline-range product. *Process Saf. Environ. Prot.*, 168, 1201–1211, doi: 10.1016/j.psep.2022.11.009.
- Quesada, L., Calero, M., Martín-Lara, M.A., Pérez, A., Paucar-Sánchez, M.F., Blázquez, G., 2022.

- Characterization of the Different Oils Obtained through the Catalytic In Situ Pyrolysis of Polyethylene Film from Municipal Solid Waste. *Appl. Sci.*, 12, doi: 10.3390/app12084043.
- Quesada, L., Pérez, A., Godoy, V., Peula, F.J., Calero, M., Blázquez, G., 2019. Optimization of the pyrolysis process of a plastic waste to obtain a liquid fuel using different mathematical models. *Energy Convers. Manag.*, 188, 19–26, doi: 10.1016/j.enconman.2019.03.054.
- Qureshi, M.S. et al., 2020. Pyrolysis of plastic waste: Opportunities and challenges. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 152, no. February, doi: 10.1016/j.jaap.2020.104804.
- Riazi, M.R.. *Characterization and Properties of Petroleum Fractions*, 1st ed., vol. 1, no. 1. Philadelphia: ASTM, 2005.
- Schwarz, A.E., Ligthart, T.N., Godoi Bizarro, D., De Wild, P., Vreugdenhil, B., van Harmelen, T., 2021. Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach. *Waste Manag.*, 121, 331–342, doi: 10.1016/j.wasman.2020.12.020.
- Solís, R.R., Martín-Lara, M.A., Ligeró, A., Balbís, J., Blázquez, G., Calero, M., 2022. Revalorizing a Pyrolytic Char Residue from Post-Consumer Plastics into Activated Carbon for the Adsorption of Lead in Water. *Appl. Sci.*, 12, doi: 10.3390/app12168032.
- Wijesekara, D.A., Sargent, P., Ennis, C.J., Hughes, D., 2021. Prospects of using chars derived from mixed post waste plastic pyrolysis in civil engineering applications. *J. Clean. Prod.*, 317, 128212, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.128212.
- Zhang, J. et al., 2019. "Catalytic Cracking of n-Decane over Monometallic and Bimetallic Pt-Ni/MoO₃/La-Al₂O₃ Catalysts: Correlations of Surface Properties and Catalytic Behaviors. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 58, 1823–1833, doi: 10.1021/acs.iecr.8b04712.



PROSPECTIVAS DE LA CIRCULARIDAD EN LAS CADENAS DE SUMINISTROS EN ECUADOR

Neyfe Sablón Cossío
Universidad Técnica de Manabí
neyfe.sablon@utm.edu.ec

Sebastiana del Monserrate Ruiz Cedeño
Universidad Técnica de Manabí
sebastiana.ruiz@utm.edu.ec

Resumen

En las cadenas de suministro, la economía circular, es una buena práctica que influye en el cambio de: procesos y flujos, relaciones entre actores de diferentes sectores, la gestión financiera, el rol de los proveedores y la forma de consumo de los clientes. Por estas razones, la economía circular se convierte en un desafío para las cadenas de suministro en el camino de alcanzar la circularidad. Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la economía circular en una cadena de suministro de coco en Manabí, Ecuador, a través de técnicas de diagnóstico. Se realizó la investigación en los actores de la cadena del coco que se ubican en la provincia de Manabí, Ecuador. Se mapeó la cadena objeto de estudio y se identificaron sus principales problemas. Se utilizó una lista de verificación para la evaluación de la economía circular. Esta herramienta cuenta con nueve variables (fuente o suministro de materiales (materias primas), diseño, fabricación, círculo económico, distribución y ventas, consumo y uso, recolección, reubicación y sustentabilidad) y 91 ítems. Se utilizó una escala Likert de: 1 (muy bajo), 2 (bajo), 3 (medio), 4 (alto) y 5 (muy alto). A su vez, se valoran once principios y cinco características de la economía circular en la cadena. Como resultado se obtuvo que el nivel de economía circular de las cadenas objeto de estudio es bajo. A partir de estos elementos resultados, se determinan las perspectivas a seguir en cada caso estudio para su contribución a la circularidad en la cadena, aporte teórico - social de la investigación.

Palabras clave: cadena de suministro; circular; sustentabilidad; economía circular; herramienta.

1. Introducción

En los últimos años, la economía circular (EC) como nuevo paradigma económico ha cobrado gran relevancia en el contexto internacional. Su implementación es ampliamente recomendada por investigadores y científicos para cumplir con los objetivos de la Agenda 2030. La EC se define como: “un modelo de producción y consumo, que implica compartir, alquilar, reutilizar, reparar, renovar y reciclar los materiales y productos existentes durante el mayor tiempo posible y reducir al mínimo los residuos” (EC 2015). Esto ofrece una mejor alternativa al modelo actual de desarrollo económico, el modelo “tomar, hacer y destruir” (Ness 2008) con miras a la sostenibilidad económica, ambiental y social (Ghisellini, Cialani et al. 2016).

Una economía circular propone impulsar el desarrollo económico y medioambiental, por lo que pretende preservar y mejorar los recursos naturales y los flujos renovables (Lewandowski 2016). En ese sentido puede hacer problemas frente a los actuales de la sociedad moderna, como la pérdida de biodiversidad, el cambio climático, el agotamiento de los recursos, la escasez de agua, el crecimiento de la población y los problemas económicos (Hamam, Chinnici et al. . 2021). Son conocidas las ventajas de los sistemas basados en la EC, desde la reducción del impacto medioambiental mediante la minimización de los residuos, hasta el rediseño

de los productos/materiales con el aumento de los beneficios económicos (Lieder y Rashid 2016). Por lo tanto, la EC tiene como objetivo remodelar los sistemas productivos a nivel mundial siguiendo el objetivo ideal de una economía sin residuos (Stahel 2016).

A partir de estos enfoques y la necesidad en el Ecuador de desarrollar la EC tanto en organizaciones como en cadenas de suministro, este caso se basa en la evaluar la EC de la cadena agroalimentaria del coco con el centro en Manabí, Ecuador. Esta investigación presenta un diagnóstico preliminar de la EC, siendo la base de oportunidades de mejora para los actores de la cadena objeto de estudio, aporte práctico de esta investigación.

2. Metodología

Con la meta de identificar las oportunidades de circularidad de la cadena, se evalúa la economía circular en la cadena mediante la lista de chequeo de (Diéguez-Santana, Rodríguez Rudi et al. 2021). Esta cuenta con 9 variables y 91 ítems. Las variables se enfocan en: fuente o abastecimiento de materiales (D1), Diseño (D2), Fabricación (D3), Círculo económico (D4), Distribución y ventas (D5), Consumo y uso (D6), 4R (D7), Re-fabricación (D8) y Sostenibilidad (D9). A partir de estas variables se estima el nivel de economía circular de la cadena, es este caso. El cálculo del nivel de economía circular se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$N EC_{RV} = \sum_{n=1}^9 P_n * Mo_n \quad (1)$$

Dónde:

i corresponde a actores por lo tanto $i = 1,2,3, \dots n$ siendo n el tamaño de la muestra estudiada.

H_n : Elementos analizados $H_n=1, 2, \dots 9$.

E_n, m : Elemento m medido a través de los ítems n , donde $m=1, 2, \dots 9$ es el total de elementos y donde $n=1, 2, 3, \dots 90$ corresponde al total de ítems medidos mediante m .

CD_n : Variable ordinal que evalúa la puntuación categorizada para la variable n .

EC_i : Puntuación total de colaboración obtenida para los actores i .

Mo : Moda calculada para cada E_n, m y para cada CD_n

P_n : Peso específico de importancia para la Variable n .

La escala de medición del instrumento es likert del 1 al 5 donde: mayor que cero y menor o igual a uno, "Nivel Muy Bajo"; mayor que uno y menor o igual a dos, "Nivel Bajo"; mayor que dos y menor o igual a tres, "Nivel Medio", mayor que tres y menor o igual a cuatro, "Nivel Alto" y mayor que cuatro y menor o igual a cinco, "Nivel Muy Alto". Se utilizó la estadística descriptiva con la tendencia central, la media, para el cálculo de los ítems y variables respectivamente.

A la vez, se analizan: los principios de MacArthur, (2017), las características de MacArthur, (2017.a) y los elementos claves para la economía circular de (The Circularity Gap report, 2020). Se identifican medidas de desempeño que se relacionan con las distintas variables de la economía circular en la industria. Los principios se basan en la descripción de: preservar y mejorar el capital natural, optimizar el uso de los recursos, fomentar la eficacia del sistema, la eco-concepción, la ecología industrial y territorial, la economía de la "funcionalidad", el segundo uso, la reutilización, la reparación, el reciclaje y la valorización. Las características que se analizan son: el diseño sin residuos, el aumento de la resiliencia por medio de la diversidad, el trabajar hacia un uso de energía de fuentes renovables, el pensamiento en sistemas de energía renovable y en cascadas.

3. Resultados

Caracterización de cada actor de la cadena del coco en base a la información levantada por Romero, et. al (2021).

1. Proveedores

Los proveedores son el primer eslabón de la cadena del coco en la provincia de Manabí. Está conformado por varios centros de venta de agroquímicos, algunos locales, provinciales e incluso nacionales; como Agripad, Agroquímicos, Cadena Agropecuaria La Cosecha y Agroveterinaria. Responsable de abastecer de insumos a los agricultores, así como de fertilizar el suelo y, además, combatir y eliminar las plagas presentes en las plantaciones de coco. Los productores de coco en Manabí generalmente adquieren sus insumos en el mismo catón o lugar donde se ubican sus plantaciones.

2. Productores

Este vínculo es importante, pues gracias al cultivo de coco originario de la provincia se abastecen diferentes mercados, tanto locales como nacionales. Las plantaciones de coco suelen ser atacadas por plagas comúnmente conocidas como: ácaro, zarandillo, anilla roja y gualpa; de estas palmeras se originan cocos de las variedades manila, manilón, criollo y morado, entre verdes y secos durante todo el año.

3. Mayoristas/distribuidores

Una de las principales características de la cadena del coco en Manabí es que la distribución, comercialización e incluso la cosecha del coco es manejada por comerciantes de la zona cocotera, quienes conforman este eslabón. Estos comerciantes mayoristas tienen sus almacenes donde suelen acudir comerciantes de otras provincias a comprar el producto para su posterior distribución en el país.

4. Fabricantes

En el mapeo de la cadena del coco en Manabí no se identifican fábricas que procesen el coco a nivel industrial para la obtención de subproductos derivados del mismo en la provincia; sin embargo, si se utiliza a nivel artesanal. En la descripción de este enlace se detallan los productos y quienes los elaboran en Manabí, así como las empresas ubicadas en otras ciudades del país a las que el sector cocotero está abasteciendo de coco.

5. Proveedores

Los actores de este eslabón de la cadena del coco en Manabí son principalmente quienes venden agua de coco al consumidor final, ya sea en pipas, vasos o botellas. Además, también se describe dónde se comercializan los productos elaborados en la provincia y los puntos de venta de las empresas identificadas a las que Manabí les suministra cocos.

6. Clientes

En la provincia de Manabí el coco se consume de forma natural en: pipas, botellas y hasta en vasos, además la fruta fresca y seca se consume y se utiliza en la elaboración de varios productos originarios de la provincia como: dulces y preparaciones alcohólicas, así como como se utiliza en la culinaria, heladería, pastelería, panaderías, otros. Durante el mapeo de la cadena del coco se identificaron algunas empresas de otras ciudades del país que elaboran industrialmente productos derivados del coco utilizando el fruto de Manabí.

En relación al pronóstico de la demanda del coco y sus derivados en la cadena de valor del estudio, se identificó el consumo total de la fruta con un valor de 4.231.870. Este producto tiene varios destinos: Manabí, Guayaquil, Machala, Quevedo, Ambato, Cuenca, Quito y Esmeralda.

Evaluación de la economía circular

Se aplica la lista de chequeo en la cadena cocotera. La valoración media de economía circular en la red de valor del coco es de 1,56. Este valor hace mención a un bajo nivel de aplicación de NEC en la cadena en

estudio. El elemento Fuente o abastecimiento de materiales presenta un valor muy bajo (1,09), Diseño un valor muy bajo (1,40), Fabricación un valor bajo (1,81), Círculo Económico un valor bajo (2,39), Distribución y ventas un valor muy bajo (1,39), Consumo y usos un valor muy bajo (1,46), Recolección un valor muy bajo (1,30), Re fabricación un valor muy bajo (1,01), y Sostenibilidad un valor bajo (2,21). Cada uno de estos valores cataloga a la red de valor de coco en Manabí como una red no circular, a pesar de las características potenciales de los residuos del producto y la sostenibilidad que representaría en la misma. Donde el valor del indicador en la cadena se ubica en un nivel medio con una métrica de 2.98.

En la aplicación de los principios, las características y los elementos claves presentan una valoración baja, esto debido a:

- El coco es un producto demandado por su exquisito sabor, propiedades y beneficios que aporta. Esto a la vez genera gran cantidad de residuos, los cuales se extrapolan a causa de la debilidad en la gestión y aprovechamiento de los mismos. En Manabí los residuos de cocos generados, son transportados hasta los botaderos municipales o a algún terreno baldío, o simplemente son quemados cerca de las plantaciones. El volumen de residuos que representa la demanda identificada ocasiona problemas ambientales, ya que aumentan paulatinamente; por tal razón se debe buscar alternativas para utilizarlos.
- Debido a que no está enfocada a equilibrar los flujos de recursos renovables, rotar los recursos tanto en los ciclos técnicos como en los biológicos, no considera los impactos medioambientales que genera, y al no aprovechar los materiales potenciales que se encuentran en los residuos para la elaboración de otros productos. En su totalidad esta red no presenta el uso de dichos principios orientados a una red sostenible.
- Sus productos no están eco diseñados para su readaptación o recirculación, no los involucran en otros procesos de obtención de valor adicional antes de llegar al consumidor final y no se rige en términos de sistemas renovables, modularidad, versatilidad y adaptabilidad; características necesarias para la convergencia del mundo actual.
- Esto se debe a que dicha red no está orientada al cambio de paradigma, de pasar de una red netamente lineal a una circular que priorice el uso de los residuos como recursos. Además, influye una de sus principales debilidades, el déficit de integración entre sus actores; para cambiar de filosofía debe trabajar vinculada a lo largo de toda la cadena y así crear un mayor valor en conjunto

Acciones de mejora para potenciar la circularidad en esta cadena

- Incursionar en el desarrollo de nuevos productos y materiales en los que se involucre los residuos del coco (cáscara exterior gruesa o exocarpio, cáscara interior fibrosa o mesocarpio y la cáscara interior dura o endocarpio) como sustitutos de otros.
- Diseñar una maquinaria para el procesamiento de los residuos de coco. Derivados del producto como alternativas
- Innovar con productos de usos varios, derivados del coco a través del eco-diseño, donde se aprovechen todos los residuos generados de la fruta del cocotero. Para:
 - Reducir el impacto ambiental, utilizando integralmente las materias primas y reduciendo los residuos.
 - Ser parte de las tendencias de innovaciones actuales, ubicándose en un lugar poco competitivo en el mercado actual.
- Promover un sistema enfocado en las 7R (Reciclar, Rediseñar, Reducir, Reutilizar, Reparar, Renovar, Recuperar) que propicie la sostenibilidad de la red.
- Evaluar el ciclo de vida de los recursos con el fin de establecer estrategias enfocadas al aprovechamiento integral de los mismos.
- Aprovechar los residuos del coco tanto en el ciclo técnico como en el biológico. • Coordinar con instituciones que tengan como objetivo la inversión de productos alternativos a base de residuos orgánicos.

- Investigar los productos alimenticios derivados del coco requeridos o demandados, para la incursión de microempresas o empresas en la provincia. Esto trae consigo ventajas como:

Aumentar nuevas plazas de trabajo. Incrementar los ingresos de la provincia. - Aprovechar la disponibilidad de la fruta.

- Identificar y diferenciar los distintos segmentos de mercado para la incursión de los nuevos subproductos del coco.
- Establecer una imagen para el desarrollo de los nuevos productos, respaldando su registro y marca.
- Aplicar medidas ambientales en cada uno de los procesos de la red del coco.
- Concientizar a los consumidores y clientes sobre la correcta gestión ambiental que se debe aplicar en el manejo de residuos.
- Potencializar el desarrollo turístico de la provincia de Manabí en conjunto con las entidades correspondientes, donde se muestre procesos y actividades estratégicas de la cadena para dar a conocer acerca de la producción e importancia del cocotero. Asimismo, mostrar lo productos que la provincia elabora con esta fruta a través de conexiones con las principales dulcerías, emprendimientos artesanales u otros de la provincia.

Prospectivas de las cadenas de suministro circulares en correspondencia con Farooque, et.al, (2019):

- Diseño para la circularidad
- Adquisiciones y administración de las cadenas de suministro circulares
- Envases biodegradables para administración de las cadenas de suministro circulares
- Colaboración y coordinación de la cadena de suministro circular
- Identificación de los impulsores y barreras del consumo circular de administración de las cadenas de suministro circulares
- Responsabilidad del producto y responsabilidad del productor
- Tecnologías y administración de las cadenas de suministro circulares
- Desarrollo del pensamiento y cultura en la cadena circular
- Inclusión en programas de estudios de diferentes niveles el tema de las cadenas de suministro y de la circularidad
- Cambio en el pensamiento de consumo de los clientes y forma de actuar de los actores de la cadena
- Desarrollo de los operadores logísticos en la cadena en función de actividades inversas en la cadena
- Aumento de productos y servicios de valor añadido desde las localidades
- Incentivos y políticas públicas para que se desarrolle la responsabilidad del productor en toda la vida útil del producto

4. Conclusiones

En la actualidad, la economía circular es un factor primordial a la hora de la mejorar la competitividad de cualquier cadena, los actores que la conforman y la relación directa con el medio ambiente. En esta investigación se presentó, un caso de estudio, de aplicación de la evaluación de la economía circular en Ecuador, Manabí. El estudio incluyó sistematización de un instrumento de verificación para evaluar la economía circular, buscando proponer unas prospectivas para un caso de estudio, cadena de suministro del coco en Manabí. Aunque se debe continuar con la aplicación y mejora de esta herramienta. Esto constituye

un reto para las futuras investigación en base a las cadenas circulares, que sería el próximo paso de la investigación. La adopción de mejores prácticas que apliquen al desarrollo de la economía circular contribuirá al incremento de los niveles economía circular. Esto presenta como base la necesidad de formación del personal de los actores del objeto de estudio en las competencias básicas para el manejo de esta tendencia.

Referencias

- Bressanelli, G.; Sacconi, N.; Perona, M. Investigating Business Potential and Users' Acceptance of Circular Economy: A Survey and an Evaluation Model. *Sustainability* 2022, 14, 609. <https://doi.org/10.3390/su14020609>
- Coghlan, C.; Proulx, P.; Salazar, K. A Food-Circular Economy-Women Nexus: Lessons from Guelph-Wellington. *Sustainability* 2022, 14, 192. <https://doi.org/10.3390/su14010192>
- Diéguez-Santana, K., G. Rodríguez Rudi, A. J. Acevedo Urquiaga, E. Muñoz and N. Sablón-Cossio (2021). "An assessment tool for the evaluation of circular economy implementation." *Academia Revista Latinoamericana de Administración* 34(2): 316-328.
- Derkacz, A.J.; Dudziak, A.; Stoma, M. General Concept of Business Process Measures in the Circular Economy. *Sustainability* 2021, 13, 12675. <https://doi.org/10.3390/su132212675>
- EC (2015). Closing the loop—An EU action plan for the Circular Economy. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic social committee the committee of the regions. Brussels, Belgium, European Commission.
- Farooque, M., A. Zhang, M. Thürer, T. Qu and D. Huisinigh (2019). "Circular supply chain management: A definition and structured literature review." *Journal of Cleaner Production* 228: 882-900.
- Gamidullaeva, L.; Shmeleva, N.; Tolstykh, T.; Shmatko, A. An Assessment Approach to Circular Business Models within an Industrial Ecosystem for Sustainable Territorial Development. *Sustainability* 2022, 14, 704. <https://doi.org/10.3390/su14020704>
- Ghisellini, P., C. Cialani and S. Ulgiati (2016). "A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems." *Journal of Cleaner Production* 114: 11-32.
- Hamam, M., G. Chinnici, G. Di Vita, G. Pappalardo, B. Pecorino, G. Maesano and M. D'Amico (2021). "Circular Economy Models in Agro-Food Systems: A Review." *Sustainability* 13(6): 3453.
- INEN (2020). "Servicio Ecuatoriano de Normalización. Acuerdo Técnico Ecuatoriano ATE INEN-IWA 19. Ecuador proyecta una producción sostenible a través de una Norma Técnica basada en Economía Circular."
- Lewandowski, M. (2016). "Designing the Business Models for Circular Economy—Towards the Conceptual Framework." *Sustainability* 8(1): 43.
- Lieder, M. and A. Rashid (2016). "Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry." *Journal of Cleaner Production* 115: 36-51.
- Ministerio del Medio Ambiente (2019). "La firma del Pacto por la Economía Circular permitirá impulsar iniciativas productivas basadas en el reciclaje. Ecuador impulsa la Economía Circular como una alternativa de desarrollo sostenible." *Boletín* N° 297.
- Ness, D. (2008). "Sustainable urban infrastructure in China: Towards a Factor 10 improvement in resource productivity through integrated infrastructure systems." *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 15(4): 288-301.

Quintero, F., C. González and M. Guzmán (2011) "Sustratos para cultivos hortícolas y flores de corte."

Romero Delgado, V. M. and G. V. Rosado Zambrano (2019). Análisis del enfoque de Economía Circular en la Red de Valor del Coco (cocos nucifera) en la provincia de Manabí. Bachelor Degree, Universidad Técnica de Manabí.

Romero Delgado, V. M., G. V. Rosado Zambrano, N. Sablón Cossío and L. Burbano Mera (2020). Análisis de la cadena agroalimentaria del coco (cocos nucifera) en la provincia de Manabí, Ecuador. La Técnica NÚM. 24: JULIO-DICIEMBRE.

Stahel, W. R. (2016). "The circular economy." Nature 531(7595): 435-438.

EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS PARA EL APROVECHAMIENTO DE LODOS EN UNA EMPRESA PAPELERA.

De La Ossa Vergara, Orlando* ; Gallardo Izquierdo, Antonio

Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción, Universitat Jaume I, España

*al413697@uji.es

Resumen

El proceso productivo de la fabricación de papel tisú a partir de fibra reciclada de papel y cartón genera importantes cantidades de residuos entre los que sobresalen los lodos de destintado. El presente trabajo ha sido realizado en una empresa papelera en donde se generan alrededor de 48.000 t/año. Las alternativas de disposición que maneja la compañía representan un riesgo ambiental importante y altos costos en la disposición del residuo. Ante esta situación, se plantea como objetivo principal de este trabajo evaluar alternativas para el aprovechamiento del residuo por medio de un análisis multicriterio que provean a la organización la sostenibilidad en sus operaciones y, por consiguiente, asegurar el aprovechamiento adecuado de los residuos en cuestión.

Con base al resultado del análisis multicriterio analítico jerárquico se selecciona como alternativa para la gestión del residuo la gasificación y con ello, se diseña una planta de procesos para el aprovechamiento del residuo que debe contemplar un equipamiento conforme a las propiedades de humedad, poder calorífico y tratamiento de los subproductos que se puedan generar en las etapas del proceso. Cabe señalar, que la propuesta está acompañada de la viabilidad técnica y económica.

Palabras clave: lodos de destintado, análisis multicriterio, gasificación.

1. Introducción

Dentro del proceso productivo de la fabricación de papel tisú a partir de fibra reciclada de papel y cartón, se generan importantes cantidades de residuos entre los que sobresalen los lodos de destintado. En la etapa de preparación de la pasta se origina este residuo debido a que la fibra reciclada trae consigo materiales impropios como tintas, metal, plásticos y telas que deben ser separados para garantizar los atributos de calidad del papel.

En la empresa papelera en donde se desarrolla el presente trabajo se generan alrededor de 48.000 toneladas al año de lodos de destintado, los cuales representan un 94 % de la generación total de los residuos y tienen un costo promedio de disposición de 60 €/t. Las alternativas de disposición que maneja la organización actualmente son: el compostaje, la producción de ladrillos y el uso del residuo como material de relleno en terrenos que han sido usados en la explotación minera. Esta última ha venido tomando mucha relevancia en los últimos años debido a las restricciones de calidad relacionadas con las cantidades máximas a emplear del residuo en la preparación de la pasta para la producción de ladrillos, y a la volatilidad de la oferta de material vegetal de las plantaciones de banano y agrícolas en general para desarrollar la mezcla de residuos adecuada para la producción del compostaje.

El comportamiento anteriormente mencionado ha generado un aumento de precios en las tarifas de disposición de los gestores de compostaje y producción de ladrillos a partir del residuo y ha ocasionado que el 56 % del residuo se disponga como material de relleno debido a que las tarifas de disposición de este proceso son menores. Sin embargo, el uso de los lodos de destintado como material de relleno tiene los

siguientes riesgos ambientales: derrumbe de las capas de relleno reconformadas en el terreno en periodos de alta pluviosidad, las concentraciones máximas de metales pesados que el suelo puede recibir y la contaminación de los acuíferos.

Ante esta situación, que integra las altas generaciones del residuo, los altos costos asumidos en su disposición, el riesgo ambiental asociado a la alternativa de disposición de mayor empleo y la política ambiental que busca el aprovechamiento del 100 % de los residuos generados en la organización, se plantea como objetivo principal de este trabajo evaluar alternativas para el aprovechamiento de estos residuos que provean a la organización la sostenibilidad en sus operaciones y, por consiguiente, asegurar el aprovechamiento adecuado de los residuos en cuestión.

2. Metodología

Para la realización del trabajo, el primer paso ha sido conocer las etapas del proceso en donde se genera el residuo y su caracterización fisicoquímica, la cual ha sido suministrada por la empresa, para luego seleccionar las alternativas de aprovechamiento conforme a las propiedades del residuo. Posteriormente se ha aplicado el análisis multicriterio para la elección de la alternativa más adecuada. Finalmente, se procede a la etapa de diseño e ingeniería del proceso de aprovechamiento del residuo.

2.1 Análisis del proceso productivo

En este trabajo se ha analizado una planta de producción de papel tisú, que genera un total de 48.000 t/año de lodos de destintado. El proceso de producción de papel tisú se divide en cuatro grandes subprocesos: preparación de la pasta, máquina de papel, conversión y servicios industriales. En la preparación de pasta es donde se generan los lodos de destintado en las etapas de destintado y de clarificación, esta planta tiene una capacidad para procesar 300 toneladas diarias de fibras. En esta planta se transforman las materias primas y se obtiene una pulpa libre de contaminantes que posteriormente pasa a la máquina de papel. En la Figura 1, se observa la configuración de este subproceso.

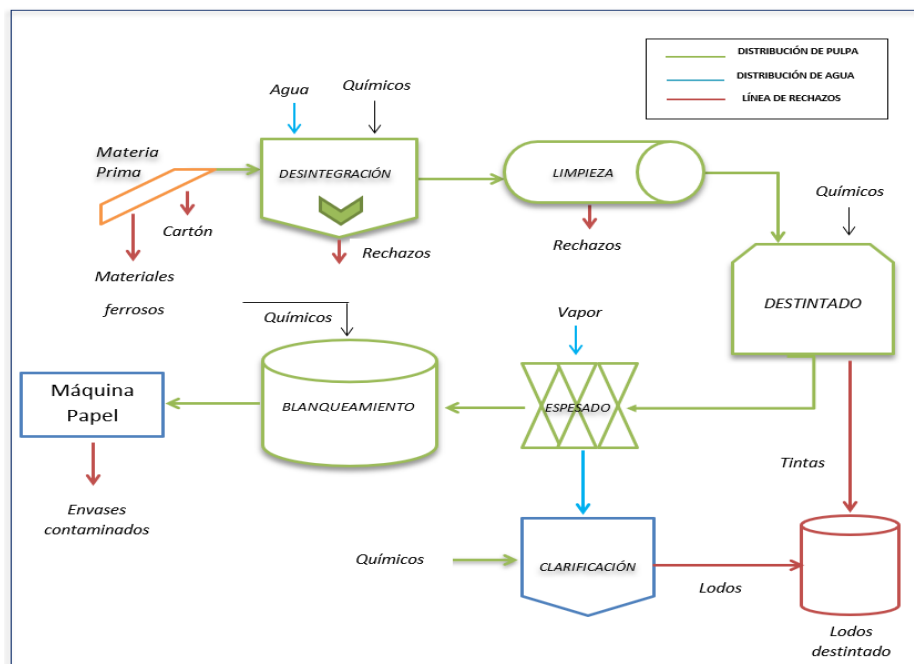


Figura 1. Esquema del proceso de preparación de pasta

1.2. Caracterización fisicoquímica de los lodos

La caracterización del lodo de destintado representa uno de los puntos de partida para la búsqueda de alternativas de aprovechamiento. Para su caracterización la empresa papelera ha realizado los siguientes análisis inmediato y elemental, fluorescencia de rayos X y difracción de rayos X para tres muestras compuestas del residuo.

El análisis inmediato y elemental mostrado en la Tabla 1 reflejan unos valores con poca variabilidad y una composición uniforme del residuo. Además, se obtuvo el porcentaje de cenizas en el lodo, que es elevada, y la suma de carbono, hidrógeno y oxígeno no es muy elevada, por lo que el poder calorífico inferior es bajo, registrando valores promedio de 8.46 MJ/kg.

Tabla 1. Análisis inmediato y elemental

	LP 01	LP02	LP03
Análisis inmediato (% en peso)			
Humedad (b.h.)	41.6	41.2	41.9
Material volátil	65.3	64.2	64.9
Cenizas	32.3	31.6	32.1
Carbono fijo	1.61	1.57	1.65
Análisis elemental (% en peso)			
Carbono	22.9	23.6	24.3
Hidrógeno	2.2	2.1	1.9
Nitrógeno	0.27	0.3	0.3
Azufre	0.07	0.1	0.08
Cloro	0.01	0.015	0.01
Oxígeno	31.1	34.8	32.5
Poder calorífico (MJ/kg)			
PCS	9.02	9.24	9.48
PCI	8.52	8.42	8.43

b.h.: base húmeda

La difracción de rayos X de la Figura 2 permitió identificar que la Calcita (Ca), Caolinita (Ka) y la celulosa son las tres sustancias que se encuentran en mayor medida, así como una idea del carácter cristalino del lodo de destintado.

La fluorescencia de rayos X de las muestras del lodo de destintado, arrojó que los componentes del lodo en mayor proporción son el óxido de calcio, sílice, alúmina y óxido de magnesio, compuestos similares a las que presenta el cemento Pórtland.

En cuanto a los resultados de los análisis termogravimétrico (TGA) y térmico diferencial (DTA) expuestos en la Figura 3, muestran que la degradación térmica se da en dos etapas. La primera etapa de degradación inicio a los 250 °C y finalizó en torno a los 420 °C, correspondiendo con la existencia de un pico a 350°C, que pertenece al material orgánico (celulosa) de la muestra (Mangut et al., 2006). Luego tiene lugar una segunda etapa de degradación, cuyo rango de temperaturas varió desde 650 °C hasta 850 °C y, se presenta un segundo pico a los 750 °C, que corresponde con los materiales inorgánicos presentes en forma de aditivos y cargas minerales en la tinta eliminada del papel recuperado. El análisis se mantuvo a 1000 °C sin experimentar variación en el peso de las muestras.

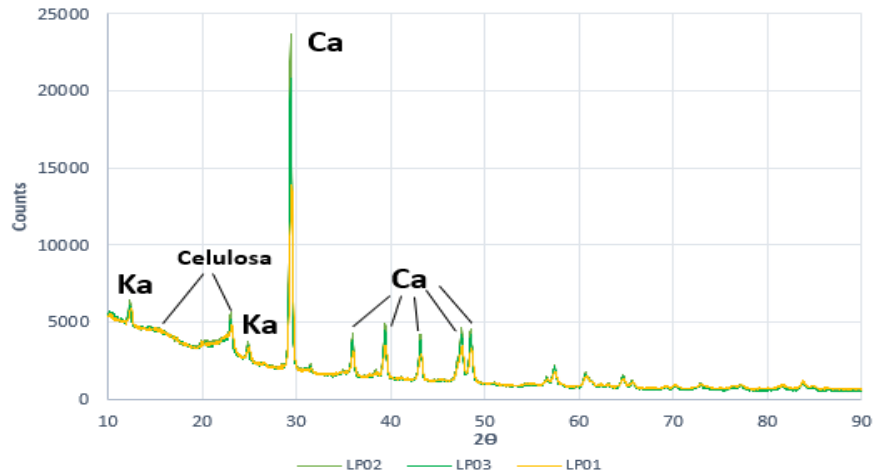


Figura 2. Difracción de rayos

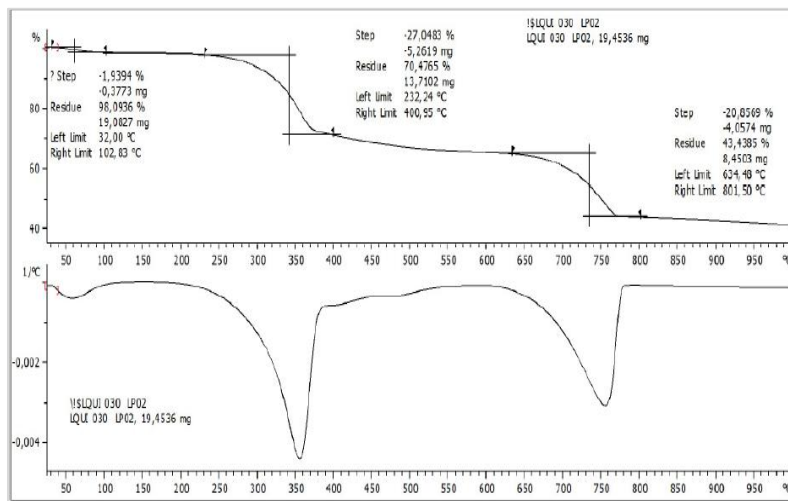


Figura 3. Análisis termogravimétrico

2.3 Estudio de alternativas de aprovechamiento

Después de realizar una exhaustiva revisión bibliográfica de alternativas para el aprovechamiento del lodo de destintado con base a la caracterización fisicoquímica y de la búsqueda de procesos de transformación que se ajusten a las propiedades de este, se seleccionan las siguientes alternativas para ser evaluadas para el aprovechamiento del residuo:

- Producción de baldosas cerámicas
- Producción del cemento
- Producción de puzolana aplicada a la misma industria cementera
- Incineración
- Gasificación
- Pirólisis

2.4 Análisis de soluciones

En el análisis de soluciones se selecciona la alternativa más adecuada para la gestión del residuo, empleando el análisis multicriterio analítico jerárquico (AHP) en función de los criterios: nivel de madurez tecnológica, los subproductos generados y el coste total derivado de los costes de inversión y de operación de la alternativa, que son jerarquizados como se muestra en la Figura 4.

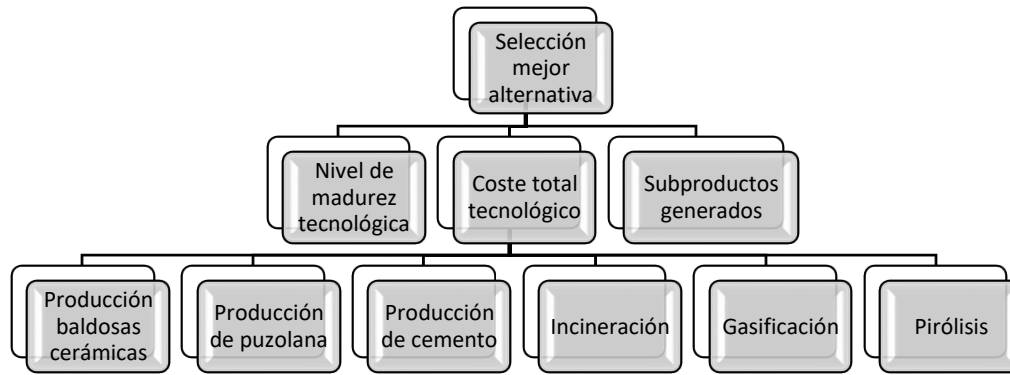


Figura 4. Estructura jerárquica AHP del proyecto

Cuando es definida la estructura jerárquica, se inicia la comparación de cada uno de los criterios y la comparación directa por parejas de las alternativas respecto a los criterios definidos. Para ello se utilizan matrices de decisión pareadas usando la escala fundamental de la tabla 21 del método (Saaty, 1980).

La valoración por el método AHP se realizó con la ayuda de un panel de expertos en donde sobresalen algunos funcionarios de la empresa papelera y académicos de la Universidad Jaume I, los cuales evaluaron mediante una serie de cuestiones los criterios de valoración y las alternativas de aprovechamiento identificadas.

En la Tabla 2 se observa que la alternativa con la mayor ponderación es la gasificación, por tanto, es la seleccionada para continuar con el diseño del proceso para el aprovechamiento del residuo.

Tabla 2. Ponderación final del método AHP

Alternativas	Ponderación de alternativas nivel madurez tecnológica	Ponderación de alternativas coste total tecnológico	Ponderación de alternativas Subproductos generados	Ponderación final de alternativas
Baldosas cerámicas	0.03	0.03	0.12	6%
Producción de cemento	0.20	0.08	0.12	10%
Producción de puzolana	0.06	0.07	0.12	9%
Incineración	0.42	0.18	0.03	15%
Gasificación	0.20	0.45	0.12	31%
Pirólisis	0.09	0.18	0.50	29%

3. Diseño del proceso de gasificación

En la Figura 5 se muestra el esquema del proceso de gasificación elegido, que se compone de las etapas de secado, alimentación de los lodos al gasificador, la gasificación, el acondicionamiento del gas y, por último, la generación de electricidad. La descripción de cada una de las etapas se realizará a lo largo de esta sección.

El proceso inicia con el secado de los lodos de destintado, el cual tiene como finalidad reducir la humedad de estos a valores del 10 al 15% considerados como los más adecuados para el proceso de gasificación (IDEA, 2007). Seguido a esto, el residuo es transportado por medio de una cinta transportadora hacia el sistema de alimentación del gasificador que está compuesto por dos tolvas, las cuales están aisladas y son accionadas mediante un grupo de válvulas para impedir la entrada de aire al equipo. Los lodos ingresan por la parte inferior del gasificador, estos entran en contacto con el lecho fluidizado con la entrada de aire como agente gasificante y se produce el gas de síntesis y las cenizas, que son eliminadas por la parte inferior del gasificador. El gas de síntesis que se genera es conducido a la etapa de acondicionamiento debido a que arrastra una concentración de partículas de cenizas y de alquitranes, lo cual es perjudicial para la vida útil de los demás equipos. El sistema de acondicionamiento del gas está formado por un ciclón y un *scrubber* y tiene la capacidad suficiente para eliminar las partículas (cenizas y alquitranes) antes de ingresar a la etapa de generación eléctrica.

El gas de síntesis sucio ingresa a un ciclón de alta capacidad que se encarga de eliminar las partículas de cenizas y de alquitrán, las cuales presentan un tamaño aproximado de 36 μm . El ciclón representa uno de los equipos más flexibles desde el punto de vista técnico, porque permite ser diseñado con una gran variedad de materiales que son compatibles con la composición del gas y a temperaturas de hasta 1000 °C, con lo que se adecua perfectamente a las condiciones del proceso de gasificación.

El gas de síntesis generado en el reactor se encuentra a altas temperaturas, lo cual hace viable que parte de esa energía térmica sea aprovechada en el calentamiento del aire utilizado como agente gasificante. Por tanto, a la salida del ciclón el gas ingresa a un intercambiador de calor en donde se transfiere energía al aire que va a ser suministrado al gasificador. Seguido a esto, el gas entra a la unidad *scrubber*, la cual es la encargada de eliminar los alquitranes que no han sido eliminados en procesos anteriores y reducir la temperatura por debajo de los 80 °C del gas de síntesis, acorde al cumplimiento de las condiciones de operación del motor de combustión interna. El *scrubber* es un equipo que sobresale por su simplicidad y alta eficacia de recolección de partículas finas entre 0.5 y 10 micras, así como también de la absorción de algunos gases generados en el proceso (Velo E., 2008).

Finalmente, el gas de síntesis acondicionado ingresa a un motor de combustión interna cuyo objetivo es la generación de electricidad que será suministrada al proceso de producción de papel. Los gases de escape generados son conducidos a la etapa de secado para aprovechar su energía térmica para eliminar la humedad de los lodos como parte de su pretratamiento.

4. Viabilidad económica

Para conocer la rentabilidad del proyecto propuesto, se ha calculado el presupuesto de inversión, las amortizaciones, los costes directos e indirectos, los beneficios obtenidos en la nueva gestión de los lodos (evitar enviarlos a relleno) y de la venta y aprovechamiento de los productos obtenidos en el proceso. Con estos datos se han elaborado los indicadores de rentabilidad y se define si el proyecto es viable.

Los principales resultados han sido los siguientes:

- El presupuesto de inversión, considerando la obra civil, los equipos de proceso, instalaciones adicionales y maquinaria: 4,012,505 €.
- La amortización anual para los periodos de las inversiones: 260,731 €.
- Costes anuales de explotación: 997,315 €.
- Valor Actual Neto: 12,943,316 €
- Tasa Interna de Retorno: 21.26 %
- Periodo de Retorno de la Inversión: 4.3 años

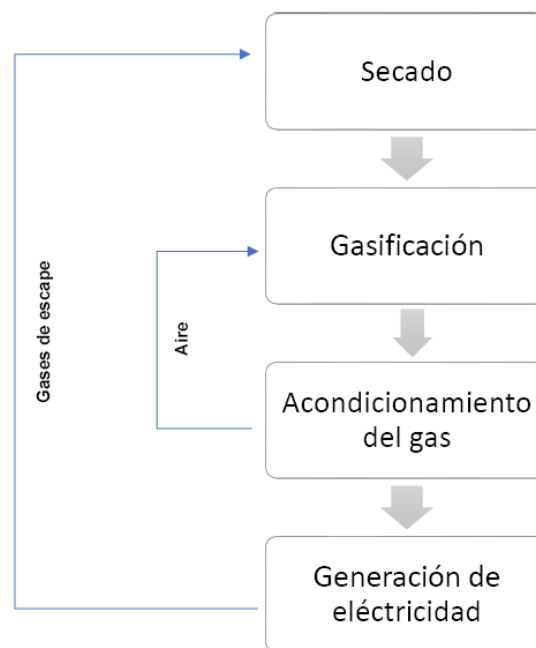


Figura 5. Diseño del proceso de gasificación

5. Conclusiones

En el presente trabajo que consistió en la evaluación de alternativas para el aprovechamiento de los lodos de destintado en una empresa de producción de papel tisú, se ha alcanzado a cumplir con los objetivos específicos planteados al inicio, como lo detallan los siguientes argumentos:

- En el estudio del proceso productivo de producción de papel tisú se identificaron aquellas etapas donde se generan los lodos de destintado y las operaciones unitarias para su deshidratación, como actividad de suma importancia para la gestión adecuada de este. Adicionalmente, fue posible obtener la caracterización fisicoquímica de los lodos de destintado por parte de la empresa, lo cual fue el insumo principal para realizar la selección de las posibles alternativas para la gestión del residuo.

- Se realizó la evaluación de varias alternativas de aprovechamiento, seleccionándose como la más adecuada la gasificación, por medio de la aplicación del análisis AHP previa utilizando un panel de expertos.
- Se efectuó el diseño del proceso de gasificación teniendo en cuenta las propiedades del residuo, del gas de síntesis producido y la experiencia de algunas plantas de biomasa actualmente en operación, buscando siempre que el proceso demandara el mínimo de energía posible a través de la recuperación de energía térmica en el gas de síntesis y los gases de escape generados en la etapa de generación de energía eléctrica en el motor de combustión interna.
- En lo que respecta al análisis económico, los resultados obtenidos indican que el proyecto además de ser viable tiene buena rentabilidad y un periodo de retorno de la inversión razonable.
- Así mismo, el proceso de gasificación permite que la empresa obtenga beneficios económicos importantes a corto plazo al reducir los costes asociados a la gestión de los lodos de destintado, lo que hace posible la implementación del proyecto a pesar del monto de las inversiones iniciales que se deben realizar.

Referencias

IDEA, 2007. Guía sobre la gasificación de la biomasa. Ed. IDAE. Madrid

Mangut, V., Sabio, E., Gañán, J., Al-Kassir, A., González, J.F., Ramiro, A., González, C.M., Román, S., 2006. Thermogravimetric study of the pyrolysis of biomass residues from tomato processing industry. *Fuel Process. Technol.* 87, 109–115

Saaty, T.L. (1980): *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York.

Velo, E., 2008. *Tecnologías avanzadas basadas en la gasificación*. Asignatura de Doctorado: Procesos termoquímicos de aprovechamiento de la biomasa. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona.

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL DE VERTEDEROS DE RESIDUOS EN FASE OPERACIONAL MEDIANTE TÉCNICAS DE GEOPROCESAMIENTO

Pablo Arturo Gallardo Armijos¹; Amaya Lobo García de Cortázar²; Ana Lorena Esteban García³

¹Grupo de Investigación en Sanitaria e Hidráulica, Carrera de Ingeniería Civil, Universidad Estatal del Sur de Manabí, Ecuador. Email: pablo.gallardo@unesum.edu.ec

²Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España. Email: amaya.lobo@unican.es

³Grupo de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, España. Email: analorena.esteban@unican.es

Resumen

Elegir un sitio adecuado para emplazar un vertedero de residuos es quizás la etapa más importante en la planeación del mismo, pues, con ello se garantiza que el diseño, construcción, operación y clausura de este tipo de instalación se adapte al entorno bajo un conjunto de condicionamientos técnicos, ambientales, económicos, sociales y políticos, obteniendo a largo plazo la sustentabilidad del sitio. Sin embargo, algunos vertederos grandes inician en lugares improvisados sin atender este requisito. Con la presencia de procesos de contaminación inmersos y de poblaciones cercanas a las fronteras de estos sitios, la operación diaria de los vertederos incrementa el nivel de riesgo ambiental. Este trabajo pretende describir una metodología útil para evaluar el riesgo ambiental de vertederos en fase operacional mediante técnicas de procesamiento geoespacial recientes, incluyendo el uso de AHP (Proceso Analítico Jerárquico) con criterios excluyentes de contenido técnico, ambiental, económico y social de la literatura científica y reglamentación local e integrado en plataformas GIS (Sistemas de Información Geográfica), el cálculo de índices de evaluación del riesgo ambiental, y la aplicación de técnicas de recopilación de datos con Crowdsourcing, Web Mapping, Web GIS, aplicaciones Web, catastros espaciales, geoportales online y códigos de programación en GIS y machine learning.

Palabras clave: método MCDM; GIS; análisis geoespacial; vertederos; riesgo ambiental.

1. Introducción

La ubicación de vertederos de residuos sólidos requiere un análisis exhaustivo y complejo de factores físicos, ambientales, técnicos, económicos, socio culturales y legales, para reducir los impactos ambientales negativos al entorno y garantizar instalaciones seguras a mediano y largo plazo. Para encontrar los sitios óptimos de vertederos nuevos o valorar los sitios donde existen vertederos en operación, se requiere de la captura, análisis y procesamiento de una gran cantidad de geodatos por teledetección, el uso de métodos de decisión multicriterio y la integración de plataformas GIS.

(Mallick, 2021) integró un método basado en una técnica MCDM/AHP/GIS con lógica difusa para encontrar la idoneidad del vertedero Abha-Khamis-Mushyet, ubicado en Aseer, Arabia Saudita. Presentó una extensa revisión bibliográfica, destacando métodos, criterios, factores, objetivos de análisis y zonas de implementación de cada técnica. En general, seleccionó 10 criterios basados en la opinión de expertos, literatura técnica y experiencia práctica, como: NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), LULC (Uso de la Tierra y Cobertura de la Tierra), distancia hacia aeropuertos, distancia hacia carreteras,

geología, pendiente, elevación, densidad de drenaje, densidad de lineamientos y lluvias. Utilizó detección remota y geodatos convencionales para procesar mapas e identificó los sitios potenciales clasificándolos en 5 rangos: adecuado muy bajo (0,20–0,45), adecuado bajo (0,46–0,55), adecuado moderado (0,56–0,65), adecuado alto (0,66–0,75) y muy adecuado (0,76–0,92). Finalmente, realizó un análisis de sensibilidad para determinar la eficacia de cada parámetro y reveló que los pesos efectivos para cada tema difieren ligeramente del peso teórico asignado.

(Balogun et al., 2021) desarrolló tres modelos híbridos en machine learning (aprendizaje automático) para procesar las limitaciones de optimización de parámetros, mejorando la predicción espacial de los modelos de susceptibilidad a deslizamientos. Fabricó una base de datos con 359 eventos de deslizamientos de tierra identificados a partir de Google Earth, fotogrametría y otras fuentes de datos validadas. Luego utilizó los resultados para preparar un mapa de inventario de deslizamientos y empleó una SVR (Regresión de Vector de Soporte). Aplicó algoritmos metaheurísticos para ajustar los parámetros del modelo SVR, mejorando su precisión predictiva. Preparó un mapa de susceptibilidad a deslizamientos usando 14 factores causales (altitud, ángulo y dirección de la pendiente, distancia a ríos, distancia a carreteras, distancia a centros urbanos, distancia a fallas, índice de humedad topográfico, índice de potencia de flujo, litología, uso de suelo, NDVI, tipo de suelo y escorrentía). Los modelos indicaron buenas tasas de predicción para la susceptibilidad a deslizamientos, confirmando la capacidad de los algoritmos metaheurísticos para mejorar el rendimiento del modelo.

(Yalcinkaya & Kirtiloglu, 2021) desarrollaron un modelo holístico para ubicar sitios adecuados de instalaciones de manejo de RSM (Residuos Sólidos Municipales). La metodología se aplicó en una planta incineradora en Izmir, en Turquía. El estudio generó y organizó una base de datos espacial en formatos gdb, mdb y csv mediante un entorno GIS. Tomaron en cuenta las ubicaciones y cantidades de RSM gestionados, asentamientos poblacionales, estaciones de transferencia, vertederos existentes, datos de usos de tierra, DEM (Modelo de Elevación Digital), carreteras, líneas eléctricas, tasas de generación de RSM y áreas de servicio. Luego realizaron un análisis de exclusión para eliminar según aspectos técnicos y legales áreas no aptas del área de estudio. Trabajaron en un análisis de preferencia determinando grados de pertenencia espacial con membresía difusa en ArcGIS para cada factor con funciones de pertenencia difusas lineales. También utilizaron AHP como técnica de MCDM con base a la asignación pesos de importancia para cada factor de preferencia y compara por pares los diferentes factores en relación a su importancia. Finalmente, realizaron cálculos del índice de idoneidad para clasificar los potenciales sitios dependiendo de los factores de preferencia para generar un mapa final de aptitud del terreno.

Por su parte (Pasalari et al., 2019) desarrolló un método simplificado MCDM y membresías difusas en entorno GIS para determinar los mejores sitios de vertederos en el condado de Shiraz, al sur de Irán. Utilizó 15 subcriterios comunes de la literatura técnica y de la IEPO (Organización de Protección Ambiental Iraní): agua superficial, agua subterránea, uso del suelo, distancia a pozos de agua, tipo de suelo, pendiente, áreas protegidas, fallas, zonas residenciales, carreteras, aeropuertos, pueblos, infraestructura, zonas históricas, dirección del viento en grupos socioeconómicos y determinó el peso de cada criterio con base a expertos mediante AHP. (Ajibade et al., 2019) también utilizó AHP en la selección de los sitios con base a múltiples criterios y clases de pertenencia difusa de acuerdo con la USEPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). Tomó como caso de estudio Akure, en Nigeria e identificó sitios adecuados para eliminación y gestión de RSU teniendo en cuenta todos los factores y criterios de calificación integrando un GIS. Consideró criterios como: uso de suelo, pendiente, distancia al drenaje, distancia a las características lineales, suelo, geología, distancia a residencias y carreteras de acceso. Asignó clases de pertenencia difusa en función de su importancia y los miembros difusos de los criterios se superpusieron para generar un mapa de idoneidad del sitio final, el cual fue clasificado en cinco categorías: no apto, poco apto, moderadamente apto, apto y muy adecuado.

También (Singh et al., 2017) estimó la idoneidad de un sitio para vertedero con un GIS y MCDM mediante un AHP, en Delhi, India. Paralelamente estimó la emisión de CH₄ de vertederos con un inventario GEI (Gases

de Efecto Invernadero) y las ecuaciones y directrices del IPCC (Intergubernamental Panel de Cambio Climático), buscando una correlación con el SGDP (Producto Interno Bruto Estatal). El estudio sugirió que la producción de CH₄ puede integrarse como factor de análisis del método AHP. Por su parte, (Babalola & Busu, 2011) realizaron intentos para determinar los sitios apropiados para ubicar vertederos en la ciudad de Damaturu, Nigeria, combinando un GIS y un método MCDM conocido como ANP (Proceso de Red Analítica). Determinaron pesos de importancia relativa de los factores y criterios. Para extraer las capas de información y datos geográficos utilizaron imágenes satelitales IKONOS, ArcGIS y mapas topográficos, definiendo como factores de análisis: uso del suelo, áreas residenciales, asentamientos, caminos, cuerpos de agua, aguas subterráneas, áreas comerciales, áreas sensibles, zonas de recreación, instituciones educativas, agrícolas, pendiente, datos de lluvia, dirección y velocidad del viento y suelo.

(Zamorano et al., 2008) describió un método de ubicación de sitios con base a la herramienta de diagnóstico de vertederos en funcionamiento denominada EVIAVE. El método propuesto evaluó un vertedero operativo en Granada, España. Consideró la tecnología GIS para generar datos espaciales y cálculo de índices territoriales para medir el riesgo de contaminación de 5 componentes ambientales: agua superficial, agua subterránea, atmósfera, suelo y salud humana. Su estudio concluyó en bajos valores del índice ambiental, reflejando la idoneidad del vertedero y los mínimos impactos negativos al ambiente. Por otro lado (Bordás et al., 2006) presentó una herramienta denominada LIGRE, una extensión del programa ArcView 3.2 para la fabricación de mapas de ubicación de instalaciones de gestión de residuos. LIGRE incorporó 2 métodos multicriterio. La entrada requirió de la información cartográfica de varios factores como: pendiente del terreno, red vial, líneas de ferrocarril, aeropuertos, usos del suelo, aguas superficiales, masas de agua, línea de costa, áreas inundables, aguas subterráneas, precipitaciones, litología, permeabilidad del terreno, riesgo sísmico, masas forestales, parques o reservas naturales, patrimonio arqueológico e histórico, impacto visual y núcleos habitados. La salida fue la generación de mapas de grados de idoneidad para cada factor.

Este trabajo tiene como objetivo estructurar una metodología para evaluar los riesgos ambientales en vertederos operativos, reuniendo información de servicios Web GIS disponibles, procesos analíticos de ciencia de datos, técnicas de geoprocésamiento recientes, indicadores de riesgo ambiental y procesos analíticos jerárquicos en plataformas GIS.

2. Metodología

La metodología agrupa requisitos y cuestiones cualitativas y cuantitativas para obtener y evaluar mapas de aptitud e idoneidad, con el fin de fabricar una línea de base ambiental óptima como inicio de la evaluación de riesgos ambientales en vertederos. En primer lugar, se realiza una revisión de fuentes de literatura científica afín y sitios de almacenamiento de geodatos, como geoportales y servicios WebGIS en línea. El siguiente paso es trabajar en la exploración de los geodatos, análisis geoestadístico y procesamiento de la información espacial mediante técnicas de machine learning. Luego se fabrica la base de geodatos y mapas de idoneidad del terreno según los factores de exclusión de tipo técnico, ambiental, económico y socio cultural. También, se trabaja en el proceso analítico jerárquico, evaluando y asignando variables y pesos de importancia para cada factor de exclusión. Finalmente, se realiza la ponderación de criterios y normalización de variables mediante matemática difusa y entorno GIS y el cálculo de índices o indicadores de riesgo ambiental. En general, la metodología puede resumirse en 8 pasos:

- Revisión de literatura
- Ubicación de geodatos
- Creación de la base de geodatos
- Análisis geoestadístico de la geodata
- Generación de mapas de aptitud
- Análisis multicriterio
- Integración GIS/APH/Matemática difusa
- Cálculo de índices de riesgo ambiental

3. Resultados

A continuación, se presenta un esquema de la metodología propuesta (figura 1).

3.1.1. Base de datos geoespaciales

La información geoespacial de los diferentes factores o criterios del análisis multicriterio se puede obtener de diversas fuentes como: imágenes Landsat 8, imágenes SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), MDE y cartografía temática. Las imágenes de Landsat 8 se pueden descargar del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos) y se usan para generar el mapa de uso y cobertura del suelo. Las imágenes SRTM se descargan del GLCF (Global Land Cover Facility) y los MDE – ALOS PALSAR se descargan del ESDS (Earth Science Data Systems, Program – NASA Earthdata), ambos se usan para generar los mapas de pendiente, drenaje y lineamiento del área de estudio como un criterio para determinar los mejores sitios para vertederos de residuos. Actualmente, Google Earth Engine mediante Script en Java permite la descarga directa de MDE, cuencas hidrográficas y otros productos y servicios de su catálogo. La cartografía temática se descarga de diferentes sitios o geoportales web de instituciones gubernamentales locales.

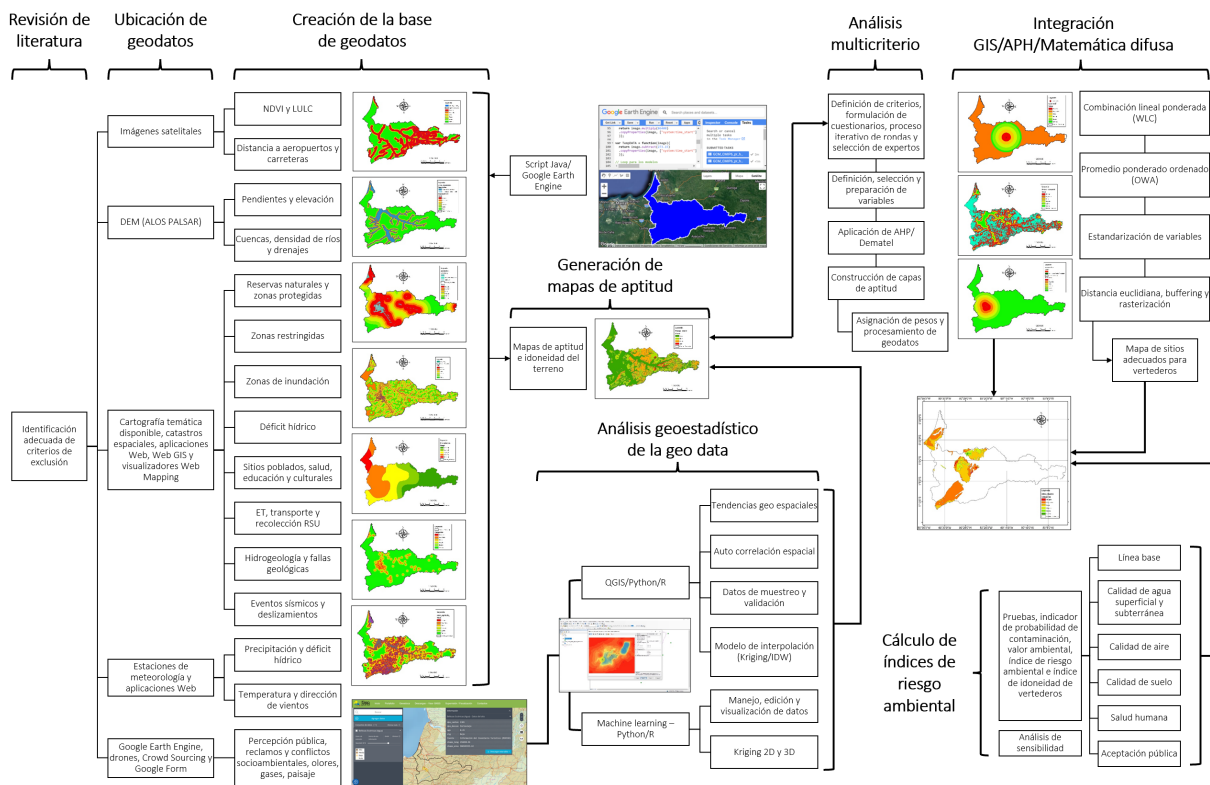


Figura 1. Metodología para la evaluación del riesgo ambiental de vertederos de residuos en fase operacional.

3.1.2. Geoprocesamiento

Un modelo GIS en formatos vectorial y raster permite combinar la superposición de mapas. Es conveniente una resolución de 10 m para las imágenes satelitales y una escala de 1:10000 para mapas. Se aplican técnicas de corrección geométrica y radiométrica en imágenes de satélite, aunque algunas plataformas comerciales ya cuentan con estos servicios en sus productos. El modelado cartográfico en GIS aplica algunas técnicas y operaciones como: el análisis local (reclasificación y superposición de mapas), el análisis de proximidad (filtrados y cálculo de pendientes) y el análisis de vecindad (distancias euclidianas y proximidad). Estos geoprocesos sirven para sobreponer en secuencia lógica una serie de capas y datos, incluyendo características topológicas y operaciones temáticas, conceptos y juicios de valor para encontrar soluciones

a problemas espaciales. Constituye una metodología para el análisis y síntesis de datos geográficos y utiliza operaciones básicas en un entorno GIS, dentro de un orden lógico secuencial para resolver problemas espaciales complejos. También se puede incorporar otras fuentes de información externa al GIS, mediante técnicas y herramientas de recopilación y generación de geodatos como el Crowdsourcing, Web Mapping, Web GIS, aplicaciones Web, catastros espaciales y geoportales online, así como, técnicas para la gestión de Big Data.

3.1.3. Proceso de análisis jerárquico

El AHP pretende descomponer en partes el problema de describir el sitio del vertedero para evaluar su riesgo ambiental, luego ordenar esas partes o variables y construir un orden jerárquico, asignando valores o valorar numéricamente pensamientos o juicios sobre la importancia relativa de cada variable y sintetizar los juicios o valoraciones, para finalmente determinar qué variables tienen mayor prioridad y cómo debe actuarse sobre ellas para influir sobre el resultado. El procedimiento es el siguiente: 1) desarrollar la jerarquía del problema mediante un gráfico, modelando el problema de decisión a resolver mediante un árbol de jerarquías, 2) construir la matriz de comparación pareada, evaluando la importancia relativa que se otorga a cada criterio, subcriterios y a cada alternativa, 3) realizar el proceso de síntesis, determinando los factores de prioridades o sinterización de las valoraciones anteriores, 4) efectuar la prueba de consistencia de las valoraciones o juicios realizados, y finalmente, si todos los juicios o valoraciones son consistentes y se ha completado la evaluación de todo el árbol de jerarquías, entonces 5) determinar el orden global de prioridades, definiendo el ranking de alternativas.

El AHP puede ser mejorado con el método DEMATEL (Decision Making Trial and Evaluation Laboratory) para definir no solo las jerarquías entre variables sino también para visualizar relaciones causales entre variables complejas relacionadas entre sí directa o indirectamente y lograr una modelización estructural de las variables ambientales estudiadas. El AHP toma en cuenta el nivel de importancia entre variables y DEMATEL, además de lo anterior, busca la relación entre variables para analizar la interdependencia y relaciones causa-efecto entre los factores o variables analizadas. DEMATEL permite identificar factores críticos.

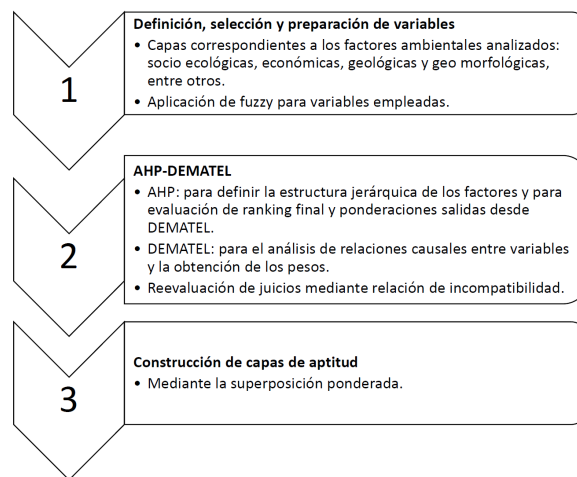


Figura 2. Evaluación multicriterio mediante AHP y DEMATEL.

3.1.4. Riesgo ambiental

Índice de riesgo de contaminación

En la probabilidad de contaminación las variables ambientales se relacionan con los elementos estructurales o procesos físicos y bioquímicos que ocurren en el vertedero y establecen una relación causa-efecto. Como variables ambientales se considera la distancia a cursos o cuerpos de agua superficial, agua subterránea, aguas costeras, zonas residenciales, áreas recreativas, zonas agrícolas, condiciones geológicas e

hidrogeológicas (barrera geológica formada), zonas de inundación, hundimientos y deslizamientos de tierra, zonas de protección del patrimonio natural o cultural, condiciones climáticas, entre otras. El índice de riesgo ambiental se puede calcular como:

$$CRI_j = C_j \times W_j$$

Donde, C_j = variables ambientales y W_j = ponderación de cada variable. CRI_j proporciona información sobre la interacción entre las variables ambientales y los elementos estructurales o procesos ocurridos en el vertedero (p.ej. la materia orgánica, humedad y densidad de residuos, los cuales, producen lixiviados, gases y olores). El rango de valores de CRI_j puede ser 1, 2, 3, 4 o 5. También se pueden incluir variables ambientales complementarias que atienden cuestiones sociales, económicas, culturales, paisajísticas y opinión pública. La ponderación W_j tiene valores de 1 o 2. Un valor de 2 si la relación entre la variable ambiental y los elementos estructurales del vertedero se relacionan directamente.

Probabilidad de contaminación

La probabilidad de contaminación se calcula para cada variable ambiental y considera la escala del emplazamiento, tipo de operación, características y distribución de los residuos al interior del vertedero.

$$PBC_j = \frac{\sum_{j=1}^n CRI_j - \sum_{j=1}^n CRI_{j_{\min}}}{\sum_{j=1}^n CRI_{j_{\max}} - \sum_{j=1}^n CRI_{j_{\min}}}$$

En donde, n = es el número de variables que afectan a cada elemento ambiental, CRI_j = índice de riesgo de contaminación para cada variable (j); $CRI_{j_{\min}}$ = valor mínimo obtenido por el CRI_j para cada variable; y $CRI_{j_{\max}}$ = valor máximo obtenido por el CRI_j para cada variable. El valor de probabilidad de contaminación PBC_j puede tener valores entre 0 y 1.

Indicador de impacto

La cuantificación del impacto ambiental permite especificar el valor del indicador de impacto. El impacto de un vertedero sobre cada componente ambiental se puede medir mediante la elaboración de un estudio de impacto ambiental, el mismo que dependerá de las características de la zona afectada y las características específicas del vertedero. El indicador de impacto puede tener valores de 1, 2, 3, 4 o 5. Como ejemplos de indicadores de impacto tenemos: el uso de agua, la calidad del agua, el uso de suelo, la calidad del aire, el tipo de vegetación, la cobertura vegetal, la distribución de poblaciones biológicas, comunidades y hábitats, entre otros.

Valor ambiental

El valor ambiental quiere cuantificar la evaluación de cada componente ambiental del sitio donde se ubica el vertedero. Puede tener valores que van de 1 a 5. Si un componente ambiental tiene valores muy altos significa que el vertedero se encuentra en una zona muy sensible para el elemento estructural en cuestión. El valor de EV_i se obtiene mediante un promedio simple de los indicadores de impacto.

Índice de riesgo ambiental

Este índice determina el impacto ambiental potencial para cada componente ambiental y refleja si existe o no alguna interacción entre las características del entorno y el elemento estructural del vertedero. El índice ERI_i indica qué componentes ambientales son más afectados por la presencia del vertedero.

$$ERI_i = PBC_j \times EV_i$$

En donde, PBC_j = indicador de probabilidad para cada componente ambiental (i) y EV_i = valor ambiental para cada componente ambiental (i). PBC_j tiene valores entre 0 y 5.

Índice de idoneidad del vertedero

El índice de idoneidad ambiental (**LSI**) caracteriza al vertedero en funcionamiento. El rango de calificación toma valores desde 0 a 25, y va de “menos adecuado” a “más adecuado”.

$$LSI = \sum_{i=1}^5 ERI_i$$

En donde, ERI_i = índice de riesgo ambiental para cada componente ambiental (i).

Modelización cartográfica

El modelamiento cartográfico incluye una reclasificación de variables y una asignación de pesos mediante algoritmos de calculadora de mapas. Se genera una cartografía para cada impacto sobre los componentes ambientales. El valor del índice de riesgo de contaminación (CRI_j) se calcula como formato raster. Las cartografías de los indicadores de impacto (A_i , B_i , C_i , D_i , E_i , F_i , etc.) se georreferencian y se modelan por separado. La cartografía de PBC_j se obtienen mediante superposición aritmética con una imagen para cada componente ambiental. La cartografía de EV_i se obtiene cuantificando los indicadores de impacto sobre cada componente ambiental por medio de superposición aritmética. La cartografía de ERI_i se determinan con los indicadores de probabilidad de contaminación y los valores ambientales para cada componente ambiental. Finalmente, la cartografía de **LSI** se obtiene mediante AHP para cada componente ambiental (aguas superficiales, agua subterránea, atmósfera, suelo, salud humana, etc.). Los valores de idoneidad del sitio se presentan en formato raster.

4. Discusión

El cálculo de índices de vulnerabilidad antes descritos requiere la planificación y financiamiento de trabajos complementarios para recabar información de campo, por ejemplo, pruebas de laboratorio de agua, aire y suelos, vuelos de dron y trabajos topográficos, geofísicos e hidrogeológicos, encuestas socio-ambientales, entre otros insumos apropiados. Por otro lado, puede haber una relativa limitación de información fotogramétrica en imágenes satelitales y cartográfica para el análisis multicriterio debido a cuestiones de temporalidad en el procesamiento y asignación de sistemas de coordenadas. Su actualización adecuada de la información sugiere el trabajo de plataformas comerciales de geodatos autorizadas y entidades de gestión especializada.

5. Conclusiones

- Los índices de vulnerabilidad requieren la planificación y financiamiento periódica de trabajos complementarios para recabar información de campo, por ejemplo, pruebas de laboratorio de agua, aire y suelos, fotometría y vuelos de drones y trabajos topográficos, geofísicos e hidrogeológicos, encuestas socio-ambientales, entre otros insumos apropiados. Puede haber relativa limitación de información fotogramétrica en imágenes satelitales y cartográfica disponible para el análisis multicriterio, debido a cuestiones de temporalidad en el procesamiento y asignación de sistemas de coordenadas. Su actualización adecuada sugiere el trabajo de plataformas comerciales de geodatos autorizadas y entidades de gestión especializada.
- La metodología diseñada en este trabajo permite un proceso práctico para elaborar una línea de base ambiental y evaluar la ubicación de un vertedero nuevo o en operación, iniciado así el análisis de vulnerabilidad por presencia de riesgos ambientales. La metodología combina una etapa de fabricación de una base de datos geoespacial, técnicas de geoestadística mediante programación en GIS y machine learning, geoprosos en GIS para mapas de idoneidad, procesos de análisis jerárquico, índices de riesgo ambiental y un análisis de sensibilidad. Considera un método de

ponderación de importancia mediante experiencias de expertos, revisión de estándares de diseño y reglamentos locales e indicadores de calidad ambiental.

- La metodología pretende incorporar nuevas fuentes para la obtención de geodatos, como son el Crowdsourcing, Web Mapping, Web GIS, aplicaciones Web, catastros espaciales y geoportales online, así como, técnicas para la gestión de dicha Big Data. Permite la futura incorporación de otras técnicas y equipos de teledetección remota para la obtención de datos de campo.
- La metodología es flexible para ser aplicada en trabajos de investigación científica o estudios de pre factibilidad de proyectos de vertederos, en virtud de que la construcción de la geodata puede expandirse o simplificarse conforme las necesidades.

Referencias

- Ajibade, F. O., Olajire, O. O., Ajibade, T. F., Nwogwu, N. A., Lasisi, K. H., Alo, A. B., Owolabi, T. A., & Adewumi, J. R. (2019). Combining multicriteria decision analysis with GIS for suitably siting landfills in a Nigerian state. *Environmental and Sustainability Indicators*, 3–4. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100010>
- Babalola, A., & Busu, I. (2011). Selection of Landfill Sites for Solid Waste Treatment in Damaturu Town-Using GIS Techniques. *Journal of Environmental Protection*, 02(01), 1–10. <https://doi.org/10.4236/JEP.2011.21001>
- Balogun, A. L., Rezaie, F., Pham, Q. B., Gigović, L., Drobnjak, S., Aina, Y. A., Panahi, M., Yekeen, S. T., & Lee, S. (2021). Spatial prediction of landslide susceptibility in western Serbia using hybrid support vector regression (SVR) with GWO, BAT and COA algorithms. *Geosci Front*, 12(3), 101104. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.10.009>
- Mallick, J. (2021). Municipal solid waste landfill site selection based on fuzzy-ahp and geoinformation techniques in ASIR region Saudi Arabia. *Sustainability (Switzerland)*, 13(3), 1–33. <https://doi.org/10.3390/SU13031538>
- Mousavi, S. M., Darvishi, G., Mobarghaee Dinan, N., & Naghibi, S. A. (2022). Optimal Landfill Site Selection for Solid Waste of Three Municipalities Based on Boolean and Fuzzy Methods: A Case Study in Kermanshah Province, Iran. *Land 2022*, Vol. 11, Page 1779, 11(10), 1779. <https://doi.org/10.3390/LAND11101779>
- Pasalari, H., Nodehi, R. N., Mahvi, A. H., Yaghmaeian, K., & Charrahi, Z. (2019). Landfill site selection using a hybrid system of AHP-Fuzzy in GIS environment: a case study in Shiraz city, Iran. *MethodsX*, 6, 1454–1466. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.06.009>
- Rodrigues, E., & Mondelli, G. (2022). Assessment of integrated MSW management using multicriteria analysis in São Paulo City. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(8), 7981–7992. <https://doi.org/10.1007/S13762-021-03681-9/FIGURES/3>
- Singh, C. K., Kumar, A., & Roy, S. S. (2017). Estimating Potential Methane Emission from Municipal Solid Waste and a Site Suitability Analysis of Existing Landfills in Delhi, India. *Technologies 2017*, Vol. 5, Page 62, 5(4), 62. <https://doi.org/10.3390/TECHNOLOGIES5040062>
- Yalcinkaya, S., & Kirtiloglu, O. S. (2021). Application of a geographic information system-based fuzzy analytic hierarchy process model to locate potential municipal solid waste incineration plant sites: A case study of Izmir Metropolitan Municipality. *Waste Management and Research*, 39(1), 174–184. <https://doi.org/10.1177/0734242X20939636>
- Zamorano, M., Molero, E., Hurtado, Á., Grindlay, A., & Ramos, Á. (2008). Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2–3), 473–481. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2008.03.023>

ACV COMO HERRAMIENTA AMBIENTAL COMPARATIVA EN PRODUCCIÓN DE ÁRIDOS NATURALES Y RECICLADOS DE RCD

Linares-Burgos, Rafael¹; Galvín, Adela P.^{1*}; López-Uceda, Antonio²; Barbudo, Auxi¹

¹Grupo TEP-227 (Ingeniería de la Construcción), Universidad de Córdoba, España

²Grupo TEP-975 (Área de Ciencia de los Materiales e Ingeniería Metalúrgica), Universidad de Córdoba, España

*apgalvin@uco.es

Resumen

A nivel mundial, todos los sectores productivos se enfrentan al reto de reducir su huella ambiental, y el sector de la construcción, es uno de los de mayor impacto, ya que parte de la extracción de materias primas y finaliza con la demolición de las infraestructuras construidas.

En este sentido, investigaciones previas concluyen que gran cantidad de residuos de construcción y demolición (RCD) pueden valorizarse obteniendo áridos reciclados con gran potencial para ser utilizados en un segundo ciclo de vida. La conclusión es clara: alcanzar una economía circular. Si bien muchos estudios se han centrado en la viabilidad técnica y ambiental de áridos reciclados a nivel de laboratorio, no hay suficientes estudios que apliquen técnicas de análisis del ciclo de vida (ACV), herramienta crucial para cuantificar los impactos de un sector que requiere un alto consumo de recursos materiales y energía, y que genera grandes cantidades de emisiones.

Por ello, el presente estudio profundiza en el conocimiento de los aspectos ambientales que prueban el beneficio de utilizar áridos reciclados en lugar de áridos naturales de cantera. Se aplica la metodología ACV para comparar los impactos ambientales generados en la producción de una tonelada de grava mixta reciclada de RCD según los datos facilitados por una planta gestora y los generados en la producción de una tonelada de grava natural extraída de una cantera real. Los resultados del estudio concluyeron que la producción de árido mixto reciclado es más beneficioso ambientalmente respecto a la extracción de árido natural.

Palabras clave: Construcción sostenible; Impacto ambiental; RCD; ACV; Economía circular.

1. Introducción

En 2016, se produjeron en la Unión Europea 2,5 billones de toneladas de residuos, de los cuales el 36,4% se deben a actividades de gestión de la construcción y demolición, 910 millones de toneladas de RCD, siendo el tipo de residuos generados en mayor volumen por los países miembros europeos (EUROSTAT). Estos datos confirman que la gestión adecuada de los residuos de RCD y el aumento de la tasa de reciclaje suponen importantes beneficios en términos de sostenibilidad y calidad de vida (Bilsen et al., 2018), siendo uno de los desafíos a los que se enfrenta este sector.

Según el PEMAR (2016-2022), a nivel nacional generamos anualmente 27.703.854 t de RCD, destinando a vertedero un 68,62% con el consecuente impacto ambiental que ello supone. Los áridos reciclados procedentes de RCD son reutilizados en el sector de la construcción otorgándoles un segundo ciclo de vida (en España se recicla el 31,37% de la producción anual de RCD). La cantidad de residuos RCD generados en la región de Andalucía en 2018 supera los 4,0 millones de toneladas, lo que supone un aumento del 3,7% respecto al año anterior (PIREC).

La Directiva Marco de Residuos (DMA) estableció un objetivo de valorización del 70 % del reciclaje de RCD para 2020 (Sánz y Osmani, 2020). Este objetivo junto al PAEC (2021-2023) para estimular la transición de Europa hacia una economía circular, destaca la importancia de incrementar el valor de los residuos al final de su vida útil, e incorporan medidas para que la reutilización y el reciclaje sean el foco central para alcanzar la economía circular a todos los niveles.

Con respecto a la tasa de reciclaje de áridos procedentes de RCD, la Agencia Europea de Medio Ambiente, AEMA informa que Holanda presenta la tasa más alta de reciclaje con 99.8%, seguidos de Eslovenia, Italia y Reino Unido con 95-97% y finalmente Dinamarca, Bélgica, Alemania y Grecia con más del 80%. En el caso de España y Francia con más del 70%, alcanzan el objetivo del 70% establecido por la DMA para 2020.

Los áridos reciclados procedentes de RCD son en la actualidad un producto viable para ciertas aplicaciones de ingeniería y obra civil. Son materiales que, tras un correcto y apropiado tratamiento del RCD en las plantas, son clasificados como inertes desde el punto de vista de su evaluación ambiental tal y como se definen en la Guía de áridos reciclados de Andalucía Central (Ayuso et al., 2015). Un correcto tratamiento del RCD da lugar a un árido reciclado con óptimas propiedades y pueden ser utilizados como material de construcción. Todo ello reduce de una manera considerable el impacto producido por su disposición en vertederos, así como la extracción de áridos naturales y demanda de materias primas no renovables. De esta manera se favorece una construcción más sostenible y la generación de una economía circular (Rodríguez J., 2021).

Es importante destacar la importancia de una correcta gestión y tratamiento de los residuos. De Brito y Silva (2016) afirmaron que una baja calidad en los áridos reciclados se debe principalmente a malas prácticas o un mal control de calidad en la propia planta de reciclaje de RCD, y esto ocurre cuando no hay suficiente control en las especificaciones para el uso de este material o bien que el proceso de tratamiento no es correcto. Por tanto, en base a los estudios previos las ventajas de utilizar áridos reciclados son amplias y se pueden resumir en: (1) preservar los recursos naturales; (2) minimizar las emisiones de CO₂; (3) preservar el entorno reduciendo los vertidos a vertederos; (4) mayores oportunidades de empleo en el sector del reciclaje. Investigaciones previas han confirmado la viabilidad técnica de utilizar AR procedentes de RCD en infraestructuras de construcción e ingeniería, siendo un aspecto clave identificar las ventajas ambientales de su reutilización y de su reciclaje. En este sentido, la metodología de Evaluación del Ciclo de Vida (ACV) es la respuesta.

Si aplicamos la metodología ACV al sector de RCD nos permitirá medir el impacto ambiental e identificar los puntos más débiles durante el ciclo de vida del producto "árido reciclado". Este es un aspecto esencial para la toma de decisiones sobre la producción comercial de este material reciclado, ya que el ACV permite evaluar simultáneamente aspectos económicos, sociales, ambientales y de calidad (Tecco et al., 2016), detectando las mejoras ambientales durante el desarrollo del producto (Dias et al., 2022).

El ACV se basa en la valoración de los impactos mediante el cómputo de la información que forma parte del sistema productivo de un producto o material, y toda esa gestión de datos requieren la utilización de herramientas informáticas. Existe una gran cantidad de software LCA disponible en el mercado (Abdallah, S.B. (2021). En estas herramientas informáticas destaca un componente: la integración de bases de datos tanto en relación con los inventarios de ciclo de vida como con las metodologías de evaluación de impacto (Abdallah, S.B. 2021). Para apoyar a los usuarios en el desarrollo de estudios basados en LCA, existen herramientas de software específicas: SimaPro, Gabi, UmbertoR, JEMAI-LCA Pro, One Click LCA y Open-LCA (Silva et al., 2017, De Ávila, B., 2017). Según Speck et al. (2016) y Silva et al. (2019) cada software tiene sus propias características y los resultados pueden ser diferentes dependiendo del software elegido.

El mercado actualmente ofrece muchas opciones de software LCA, y podríamos nombrar algunos como: Gabi, JEMAI-LCA Pro, Umberto, One Click LCA, entre otros, siendo uno de los más utilizados el SimaPro (Zalazar-García et al., 2022). Estas herramientas ayudan a organizar los datos de entrada y salida en el sistema del proceso, estructurar la información y relacionarla entre sí. En concreto, el OpenLCA (Pamu et

al., 2022) es una herramienta gratuita de código abierto que permite gran versatilidad, siendo la propuesta para el análisis desarrollado por el presente trabajo.

El objetivo principal del presente trabajo es cuantificar no solo el impacto ambiental, sino también el efecto de introducir posibles mejoras en el sistema productivo de producción de áridos reciclados de RCD, y qué efecto provocan en la reducción de impactos. El estudio aplica la metodología ACV para comparar los impactos ambientales generados en la producción de grava mixta reciclada (según los datos proporcionados por una planta de tratamiento de RCD) y los impactos generados en la producción de grava natural extraída de una cantera situada en la Provincia de Córdoba (Andalucía).

2. Metodología

Se va a realizar un estudio comparativo de los impactos ambientales derivados de la producción de dos tipos de zahorras: una zahorra reciclada mixta (ZRM) y de una zahorra natural (ZN). El análisis se centra en el estudio de zahorras, siendo el tipo de árido reciclado con mejor salida comercial ya que se emplea en capas estructurales de firmas de vías de baja intensidad de tráfico y rellenos de tierras. Para ello se decide definir como unidad funcional la producción de 1 t de cada uno de los dos materiales. A continuación, se procede a describir la metodología aplicada.

2.1 Fases de la metodología

Se establece como objetivo cuantificar, analizar y comparar los impactos ambientales de un material de construcción natural con uno reciclado procedente de una planta de gestión y tratamiento de RCD. El alcance del estudio considerado para ambos materiales es el proceso de producción de ambos materiales (ZN y ZRM) e incluirá las materias primas necesarias para su producción, así como el transporte a la planta, el procesado y producción del material. El presente análisis no considera el transporte a obra, ya que parte de la premisa que las dos plantas de producción de zahorras (tanto en el caso de la cantera para zahorra natural y de la planta de reciclaje fija de la zahorra reciclada), tienen el mismo radio de acción operativa y utilizan el mismo sistema y tipo de transporte, de esta forma simplificamos el sistema.

A continuación, la Figura 1 muestra un esquema general de los límites del sistema considerados para la realización del ACV de ambos materiales.

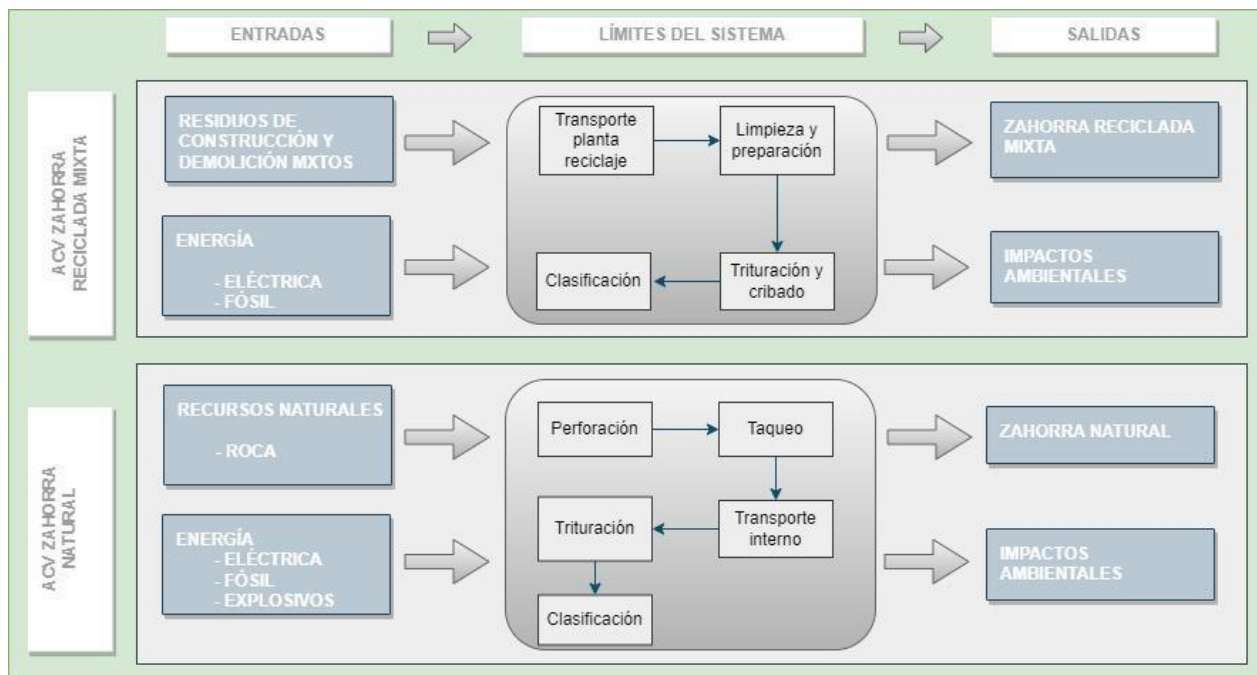


Figura 1. Límites del sistema aplicado a la fabricación de zahorra reciclada mixta y zahorra natural. Fuente: Elaboración propia

2.2 Escenario de análisis e inventario

En el caso de la ZN que es extraída de una cantera a cielo abierto, el sistema de producción es el habitualmente empleado en las canteras de producción de áridos. Para los cálculos, se introducen las variables en el software OpenLCA teniendo en cuenta las distancias de transporte de material. Por tanto, se asume una distancia de transporte interno (ida y vuelta) de 6 km que se realizará en un camión de 7 t para los materiales procedentes de la voladura desde el frente de la cantera a la planta de machaqueo del árido. Para el cálculo también se han considerado los impactos ambientales generados por la producción y transporte del explosivo a la cantera. Se estima que se realizará en un camión de 24 t de capacidad y se realizan los cálculos necesarios para la voladura en cantera de 1 t de zahorra (unidad funcional definida). Tras pedir la información al gestor de la cantera, nos informan que la empresa suministradora de explosivo se encuentra a una distancia de 174 km (ida y vuelta).

En el caso de la ZN, para caracterizar el sistema de producción de este material es el sistema propio de una planta fija de tratamiento de RCD, siendo la planta en estudio perteneciente a la Asociación de Empresas Gestoras de Residuos de la Construcción y Demolición de Andalucía (AGRECA). Para los cálculos se ha considerado una distancia de transporte de los RCD a la planta de reciclaje de 24 km que se corresponde a la distancia de ida y vuelta recorrida por un camión de 24 t de capacidad, entre el punto de demolición situado en el interior del casco urbano de Córdoba y una planta de reciclaje de RCD situada a una distancia del casco urbano de Córdoba de 7 km.

Los datos necesarios para la generación del inventario se han obtenido a través de entrevistas personales con directivos de AGRECA para el caso de las zahorras recicladas ya que la ZRM procede de una de sus plantas ubicadas en Córdoba, y para la zahorra natural se han recopilado los datos suministrados por una cantera ubicada en la propia provincia. Aquellos datos que no fueron suministrados por las entidades mencionadas se completaron con la base de datos genérica Ecoinvent.

2.3 Categorías de impacto y evaluación mediante ACV.

Como se ha indicado anteriormente, para aplicar el ACV a un proceso, el mercado ofrece diferentes programas informáticos, habiendo seleccionado para este estudio el programa OpenLCA por ser de estructura abierta y difusión libre en su versión 1.10.3.

Las categorías de impacto seleccionadas se basan en las recomendaciones para la realización de ACV en edificios establecidos por el CEN/TC350 de Sostenibilidad en la edificación para valorar los marcos de evaluación de sostenibilidad, edificación y obra civil. Además, se ha consultado las categorías utilizadas por Suárez S.S. (2015) cuyo trabajo evaluó los impactos ambientales producidos en la producción de áridos reciclados a partir de RCD de similar naturaleza a los estudiados por el presente trabajo, siendo las indicadas en la Tabla 1:

Tabla 1. Categorías de impacto aplicadas al ACV

Categoría de impacto	Unidad	IMPACT 2002+
Calentamiento global	kg CO2 eq	GWP
Disminución de la capa de ozono	kg CFC-11 e	ODP
Acidificación	kg SO2 eq	AQ
Eutrofización	kg PO4 p-lim	EUQ
Respiratorios orgánicos	kg C2H4 eq	RO
Extracción mineral	MJ surplus	ME
Efectos carcinogénicos	kg C2H3Cl eq	EC
Efectos no carcinogénicos	kg C2H3Cl eq	ENC
Energía no renovable	MJ primaria	NRE
Respiratorios inorgánicos	kg PM 2.5 eq	RI
Ocupación del suelo	m2org.arable	LO
Acidificación terrestre	kg SO2 eq	AT
Ecotoxicidad acuática	Kg TEG water	EQ
Ecotoxicidad terrestre	Kg TEG soil	ET
Radiación ionizante	Bq C-14 eq	RION

Así mismo, el método para la evaluación de los impactos ha sido IMPACT 2002+, desarrollado por la Universidad Politécnica de Lausanne (Suiza), ya que es el que más se adapta a las categorías de impacto utilizadas. Además, con él se pueden evaluar todas las categorías de la Tabla 1 sin necesidad de emplear otro método de evaluación. Las categorías de impacto, los indicadores de categoría y los modelos de caracterización están aceptados internacionalmente, es decir, basados en un acuerdo internacional o aprobados por un organismo internacional competente (Jolliet et al., 2003) (Rodríguez J., 2021).

3. Resultados

Una vez introducidas las variables que forman parte del inventario, y establecidas las categorías, se procede al cálculo del ACV con el software OpenLCA, por lo que a continuación, se detalla los resultados obtenidos para el proceso de producción de 1t de zahorra reciclada mixta y 1t de zahorra natural.

3.1 Análisis de resultados de cada uno de los productos: AN y AR.

En la Figura 2 se presentan los resultados obtenidos para ambos productos (ZN y ZRM). Se representa en el eje X los valores obtenidos para las diferentes categorías de impacto que se indican en la Tabla 1 junto a sus unidades. En el eje Y se representan en valores de porcentaje, el impacto ambiental causado por cada proceso en cada material ZN y ZRM respectivamente y su contribución a cada categoría de impacto.

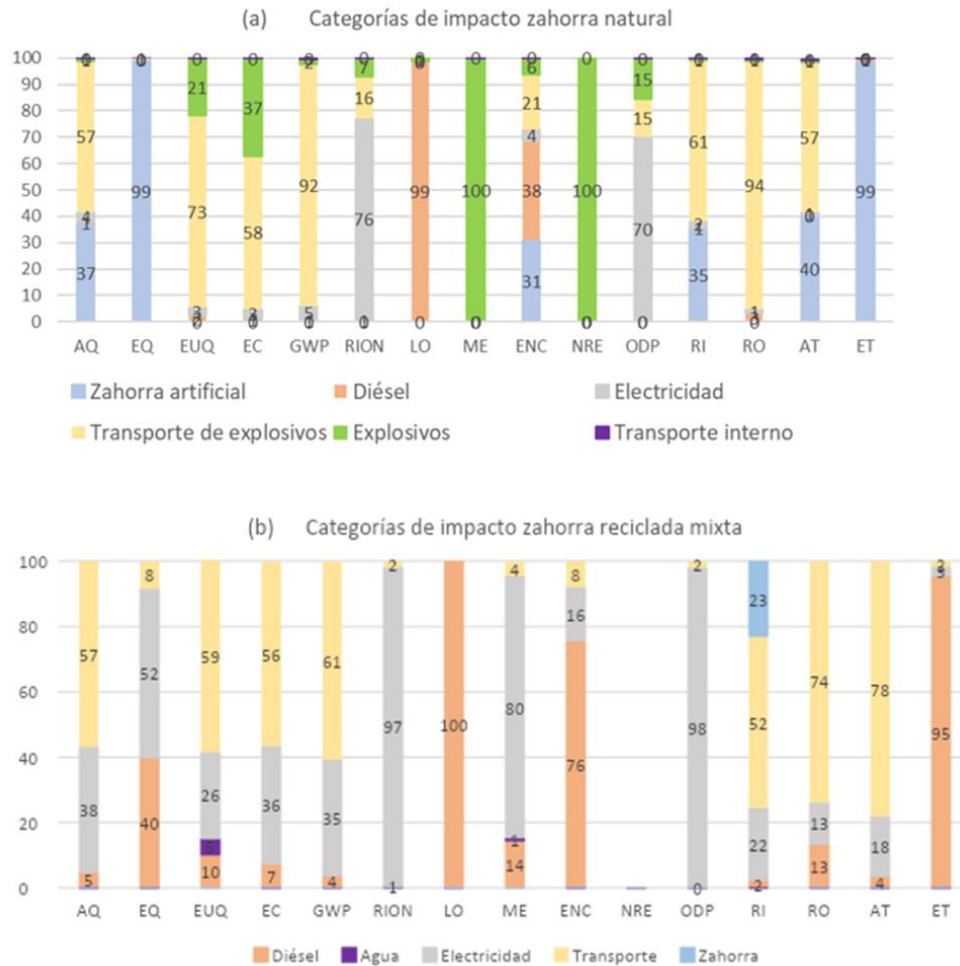


Figura 2. Resultado obtenido en las categorías de impacto para producción de zahorra natural ZN (a) y zahorra reciclada mixta ZRM (b). Fuente: Elaboración propia

En cuanto al análisis del impacto del ZN (Figura 2.a) se observa que el transporte de explosivos con un valor medio relativo de 36,3 % es el proceso que produce un impacto en un mayor número de categorías. El motivo fundamental es la distancia existente entre el centro de producción del árido natural y la cantera. Los mayores impactos de este proceso se presentan en las siguientes categorías: efectos respiratorios orgánicos (un 94 %) así como en la categoría potencial de calentamiento global (con un 92 %) y un 73 % en la categoría de eutrofización acuática. Esto se debe principalmente por el uso de combustible diésel, que genera emisiones que disminuyen la capa de ozono y gases de efecto invernadero. Así mismo, el proceso de producción de la zahorra natural (con un valor medio relativo de 22,7 %), presenta un gran impacto en las categorías de ecotoxicidad acuática y terrestre, con un 99 % de impacto relativo en ambas categorías, lo cual se atribuye a la emisión de partículas en el proceso productivo. Otros de los procesos que generan impactos considerables para el ZN en las categorías estudiadas es el empleo de explosivos (con un valor medio relativo de 18,7 %), principalmente en las categorías de extracción de minerales (100 %) y energías no renovables (100 %). También genera impacto, en menor medida, en las categorías de efectos carcinogénicos (37 %), eutrofización acuática (21 %) y agotamiento de la capa de ozono (15 %). Los impactos producidos por el empleo de explosivos se deben a la emisión de óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles, así como la emisión de partículas. Por último, se aprecia que el proceso de electricidad, con un valor medio relativo de 10,9 % genera impactos en las siguientes categorías: radiación ionizante, con un 76 %, y agotamiento de la capa de ozono, con un 70 %, lo cual es debido a las emisiones derivadas de la electricidad.

En base a los resultados obtenidos para el ZRM (Figura 2.b), con un valor medio de 35,6%, la electricidad (color gris) es el proceso que produce un mayor impacto en un mayor número de categorías. Este valor incluye tanto la generación de electricidad en España como la electricidad importada y la red de transmisión). El proceso de electricidad genera los mayores impactos en las siguientes categorías: agotamiento de la capa de ozono (98 %), radiación ionizante (97 %) y extracción de minerales (80 %), debido principalmente a los efectos provocados durante la producción de esta. Así mismo, en la producción del ZRM el proceso de transporte (color amarillo) con un valor medio relativo de 30,5 % presenta un gran impacto en las siguientes categorías: acidificación terrestre, con un 78 %; efectos respiratorios orgánicos, con un 74 %; calentamiento global, con un 61 %; eutrofización acuática, con un 59 %; acidificación acuática, con un 57 %; efectos carcinogénicos, con un 56 %; y efectos respiratorios inorgánicos, con un 52 %. Esto se debe principalmente por el uso de combustible diésel, que genera emisiones que disminuyen la capa de ozono y gases de efecto invernadero.

Otros de los procesos que genera impactos considerables en las categorías estudiadas para el ZRM es el empleo de combustible diésel (con un valor medio relativo de 24,4 %), principalmente en las categorías de ocupación del suelo (en la que impacta con el 100 % imputable a su extracción), ecotoxicidad terrestre (95 %) y efectos no carcinogénicos (76 %). También genera impacto, en menor medida, en la categoría de ecotoxicidad acuática (40 %). Los impactos producidos por el empleo de combustible diésel se deben a la emisión de óxidos de azufre y óxido de nitrógeno derivadas de su uso, así como su proceso productivo. Se aprecia que no existe impacto en la categoría de energía no renovable.

En la Tabla 2 se pueden observar valores absolutos obtenidos para ambos productos para las diferentes categorías de impacto:

Tabla 2 Categorías de impacto y valores absolutos obtenidos. Fuente: Elaboración propia.

Categoría de impacto	Valores	Unidades	ZRM	ZN	Unidades
Acidificación acuática (AQ)	0,017425		0,125396		kg SO2 eq
Ecotoxicidad acuática (EQ)	5,115,681		10198,04		kg TEG water
Eutrofización acuática (EUQ)	2,82E-05		0,000165		kg PO4 P-lim
Efectos carcinogénicos (EC)	0,000825		0,00582		kg C2H3Cl eq
Calentamiento global (GWP)	2,558,959		1,228,299		kg CO2 eq
Radiación ionizante (RION)	2,000,706		171,956		Bq C-14 eq
Ocupación del suelo (LO)	0,047231		0,065708		m ² org.arable
Extracción de minerales (ME)	7,66E-06		0,013212		MJ surplus
Efectos no carcinogénicos (ENC)	0,01207		0,033311		kg C2H3Cl eq
Energía no renovable (NRE)	0		3,803,622		MJ primary
Agotamiento de la capa de ozono (ODP)	1,81E-07		1,7E-07		kg CFC-11 eq
Efectos respiratorios inorgánicos (RI)	0,003787		0,02363		kg PM2.5 eq
Efectos respiratorios orgánicos (RO)	0,00072		0,004101		kg C2H4 eq
Acidificación terrestre (AT)	0,092029		0,913187		kg SO2 eq
Ecotoxicidad terrestre (ET)	2,213,842		2,627,647		kg TEG soil

Atendiendo a los valores representados para el ZRM las categorías que generan un mayor impacto son: la ecotoxicidad acuática (51,2 kg TEG), la ecotoxicidad terrestre (22,1 kg TEG), calentamiento global (2,6 kg CO2 eq) y radiación ionizante (20,0 Bq C14 eq). De la misma manera, para el ZN, las categorías que generan un mayor impacto son: la ecotoxicidad acuática (10.198,04 kg TEG), la ecotoxicidad terrestre (2.627,65 kg TEG), calentamiento global (12,28 kg CO2 eq) y radiación ionizante (17,2 Bq C14 eq).

3.2 Comparación de impactos entre ambos productos

En la mayoría de las categorías de impacto se observa que el mayor impacto es el generado en la producción de 1 t de zahorra natural, excepto en las categorías de radiación ionizante y agotamiento de la capa de ozono. En las categorías de ecotoxicidad acuática, extracción de minerales, energía no renovable y ecotoxicidad terrestre, se observa que el impacto producido en la producción de zahorra reciclada mixta es despreciable respecto al generado en el proceso de producción de zahorra natural. La reducción media, en cuanto a impactos, de la producción de zahorra reciclada mixta respecto a la zahorra natural es de un 70,66 %. Como se ha comentado anteriormente, el impacto en las categorías de radiación ionizante y agotamiento de la capa de ozono es mayor en la producción de zahorra reciclada mixta, un 14 % y un 6 %, respectivamente. Esto se debe principalmente a un mayor consumo de electricidad en la planta de reciclaje.

4. Conclusiones

El presente estudio concluye que los mayores impactos ambientales de los dos productos estudiados son debidos al consumo de materias primas, el transporte y el diésel utilizado en las plantas de tratamiento de RCD. Los resultados confirman que es necesario buscar estrategias de producción de materiales de construcción alternativos a los naturales, pero siempre considerando que las prácticas y técnicas de procesado en las plantas de tratamiento, es un aspecto clave para minimizar los impactos.

El principal desafío al que se presenta el sector es un entorno económico cada vez más competitivo, en el que crece la responsabilidad por obras constructivas más sostenibles, marcadas por una mayor exigencia en la legislación medioambiental. Por ello, es necesario disponer de herramientas que permitan evaluar y comparar diferentes alternativas de producción de materiales de construcción y facilitar la toma de decisiones no sólo basadas en criterios medioambientales sino también económicos, técnicos y sociales. La conclusión de este trabajo es que la producción de zahorra reciclada es más beneficiosa para el medio ambiente por el menor uso de recursos naturales, lo cual contribuye al desarrollo sostenible del sector de la construcción y a alcanzar la economía circular.

Referencias

- Abdallah S.B. (2021) A sustainability comparative assessment of traditional, organic and intensive olive production systems in Tunisia: improvement and innovation strategies
- Ayuso Muñoz, J., Barbudo Muñoz, M. A., Jiménez Romero, J. R., Pérez Galvín, A., López Aguilar, M., Salas Casanova, M., ... & Agrela Sáinz, F. (2015). Guía de áridos reciclados de residuos de construcción y demolición (RCD) de Andalucía Central.
- Bilsen V, Kretz - MSc D, Padilla P, Van Acoleyen M, Van Ostaeyen J. Development and implementation of initiatives fostering investment and innovation in construction and demolition waste recycling infrastructure. European Commission report. February – 2018
- Dias, A., Nezami, S., Silvestre, J., Kurda, R., Silva, R., Martins, I., & de Brito, J. (2022). Environmental and economic comparison of natural and recycled aggregates using LCA. *Recycling*, 7(4), 43.
- De Brito, Jorge, and Rui Silva. (2016) Current status on the use of recycled aggregates in concrete: Where do we go from here?. *RILEM Technical Letters* 1 (2016): 1-5.
- Directiva Marco de Residuos. (DMA). Transposición de la Directiva 98/2008/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas (Directiva Marco de Residuos)

- Eurostat Generation of Waste by Economic Activity Available online: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasgen/default/table?lang=en. (accessed on 8 May 2023).
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The international journal of life cycle assessment*, 8, 324-330.
- Pamu, Y., Kumar, V. S. S., Shakir, M. A., & Ubbana, H. (2022). Life Cycle Assessment of a building using Open-LCA software. *Materials Today: Proceedings*, 52, 1968-1978.
- Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Gobierno de España.
- Plan Integral de Residuos de Andalucía. Hacia una Economía Circular en el Horizonte 2030 (PIREC). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Dirección General de Calidad Ambiental y Cambio Climático. Junta de Andalucía.
- I Plan de Acción de Economía Circular (PAEC) 2021-2023. Estrategia española de economía circular. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Gobierno de España.
- Rodríguez J. (2021). Análisis del Ciclo de Vida aplicado a la producción de áridos reciclados a partir de Residuos de Construcción y Demolición. Estudio comparativo con la producción de áridos naturales. Trabajo fin de Master. Universidad de Córdoba. Noviembre de 2021.
- Sáez, P. V., Osmani, M. (2019). A diagnosis of construction and demolition waste generation and recovery practice in the European Union. *Journal of Cleaner Production*, 241, 118400.
- Silva, R. V., De Brito, J., & Dhir, R. K. (2019). Use of recycled aggregates arising from construction and demolition waste in new construction applications. *Journal of Cleaner Production*, 236, 117629.
- Silva U., Oliveira A, Da Silva A, Moris V. (2017) How important is the LCA software tool you choose? Comparative results from GaBi, openLCA. 10–15
- Speck R, Selke S, Auras R, Fitzsimmons J (2016) Life Cycle Assessment Software: Selection Can Impact Results. *J Ind Ecol* 20:18–28. <https://doi.org/10.1111/jiec.12245>.
- Tecco, N.; Baudino, C.; Girgenti, V.; Peano, C. Innovation strategies in a fruit growers association impacts assessment by using combined LCA and s-LCA methodologies. *Sci. Total Environ.* 2016, 568, 253–262
- Zalazar-García, D., Fernández, A., Rodríguez-Ortiz, L., Torres, E., Reyes-Urrutia, A., Echegaray, M., ... & Mazza, G. (2022). Exergo-ecological analysis and life cycle assessment of agro-wastes using a combined simulation approach based on Cape-Open to Cape-Open (COCO) and SimaPro free-software. *Renewable Energy*, 201, 60-71.

EVALUACIÓN DEL USO POTENCIAL DE LOS RESIDUOS DE ITABO (*YUCCA ELEPHANTIPES REGEL*) PARA LA PRODUCCIÓN DE PAPEL

Masis-Céspedes, Yoselyn Charlyn¹ Campos-Rodríguez, Roel¹ Jiménez-Morales, María Fernanda¹; Brenes-Peralta, Laura Patricia¹

¹Área Académica Agroforestal. Maestría en Gestión de Recursos Naturales y Tecnologías de Producción Escuela de Agronegocios, Tecnológico de Costa Rica.

*rocampos@tec.ac.cr

Resumen

Las fibras naturales se están convirtiendo hoy en día en una parte integral de la vida cotidiana, lo que a su vez está generando residuos en campo y en el proceso de fabricación de empaque, textiles y otros productos de uso diario, ya que se utiliza como materia prima. En Costa Rica existen plantas herbáceas con potencial de proveer fibras vegetales para el desarrollo de biomateriales, las cuales, no han tenido la suficiente investigación. Una de estas plantas es el Itabo (*Yucca elephantipes*), la cual, se ha utilizado culturalmente como cerca viva, paravientos, o sus flores como platillo tradicional. Por tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el uso potencial de residuos de Itabo como alternativa para la producción de papel artesanal. Se realizó una investigación considerando la información disponible en textos digitales y físicos hasta octubre 2022, con la finalidad de examinar la bibliografía publicada y situarla en el contexto de la utilización del itabo para la producción de papel. Se valoraron teóricamente las características anatómicas, físicas, químicas y termo gravimétricas de la fibra obtenida del tallo como de las hojas residuales del Itabo, y las propiedades físicas, mecánicas y ópticas adecuadas para su uso como papel. Se demuestra que las fibras obtenidas a partir del itabo tienen el potencial para producir papel artesanal, el cual, muestra características favorables para la producción, que al combinarlo en diferentes proporciones y tipos de pulgado, mejoran la calidad del producto final.

Palabras clave: fibras naturales, papel artesanal, biomaterial.

1. Introducción

La *Yucca Elephantiphes*, es conocida en Costa Rica como “Itabo”, aunque casi en todas partes de América Central se conoce como “izote”. Pertenece a la familia Asparagaceae y género *Yucca*, el cual posee alrededor de 40 especies, más en Costa Rica se han conocido ampliamente dos: itabo y el daguillo (Blanco & Campos, 1991).

Históricamente, el género *Yucca* se había usado desde antes de la llegada de los españoles al continente americano. Generalmente se obtenía la fibra de las hojas, de las cuales, se elaboraban cuerdas, sandalias, ropa, redes y otros utensilios (Vázquez & Munguia, 2015). En Estados Unidos, plantas del mismo género del Itabo, se utilizaban para producir papel y según Blanco & Campos (1991) la *Yucca elephantipes* se utilizó en el pasado para hacer papel cuyo color dependía del estado de la hoja.

Tomando esto como referencia y que la fabricación de pulpa para papel proveniente de fuentes maderables es en la actualidad uno de los sectores industriales más importantes en el mundo, pero que los procesos

industriales involucrados en su producción consumen grandes cantidades de energía y de agua y requiere grandes superficies de terreno en monocultivos principalmente (Altesor et al., 2008), se hace necesario evaluar la potencialidad para la fabricación de papel a través de fibras no convencionales, como el Itabo.

Al ser el itabo una planta muy rústica que se adapta a topografías difíciles, pendientes pronunciadas y suelos con poca fertilidad, los costos de producción se reducen al mínimo, teniendo una alta rentabilidad en el cultivo (MAG, 1986). Es por ello que la utilización de esta planta en el mercado podría representar una oportunidad de negocio y diversificación de la producción agrícola en algunas zonas más vulnerables del país. Debido a esto, en este estudio se propone evaluar el potencial de la fibra del Itabo (*Yucca Elephantipes*), como alternativa para la producción de papelería a través de la revisión bibliográfica existente, como material inicial para su posible aprovechamiento como material alternativo.

2. Metodología

Se desarrolla esta investigación considerando la información disponible en textos digitales y físicos hasta octubre 2022, con la finalidad de examinar la bibliografía publicada y situarla en el contexto de la utilización del itabo para la producción de papel.

2.1. Caracterización de la fibra

Se caracterizaron las fibras anatómica, física, química y termogravimétricamente basados en la revisión de resultados obtenidos en estudios previos (Figura 1).

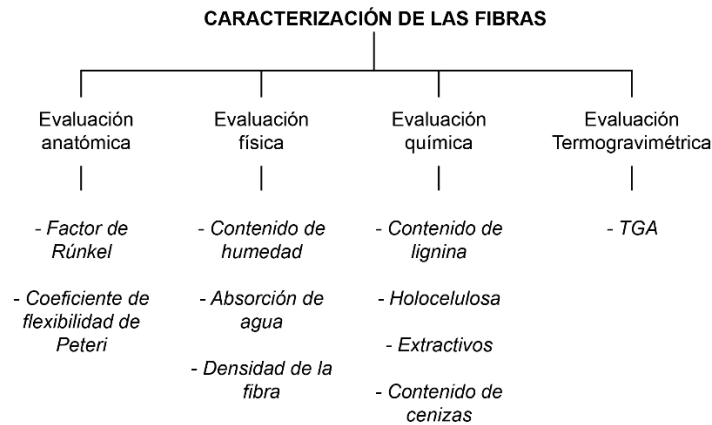


Figura 1. Caracterización de las fibras del itabo

2.2. Propiedades del papel

Se evaluaron las propiedades físicas, mecánicas y ópticas de los papeles obtenidos utilizando itabo como materia prima (Figura 2).

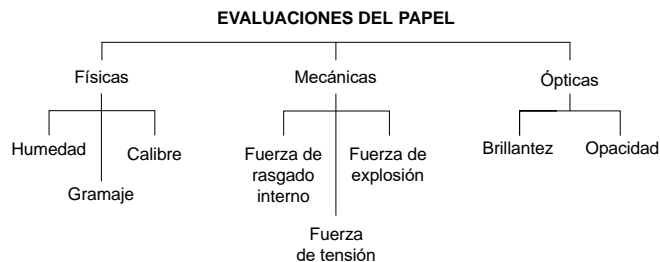


Figura 2. Caracterización de las propiedades del papel obtenido del itabo.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización de la fibra

3.1.1. Evaluación anatómica

En la producción de papelería se utilizan diversas evaluaciones para determinar si un material es apto para producir pulpa; dos de ellas son el factor de Rúnkel y la relación de Peteri. En el Tabla 1 se encuentran los valores e interpretación del factor de Rúnkel. A su vez, el coeficiente de flexibilidad de Peteri es un valor nos da una idea de la flexibilidad relativa de la fibra durante la fabricación de papel. Entre más alta es esta cifra, más largas que ancha son las fibras, por lo tanto, menos flexibles (Cálix, 1970).

Tabla 1. Valores e interpretación del factor de Rúnkel (Cálix, 1970).

Valor	Interpretación	Grupo
<0.25	Excelente para papel	I R
De 0.25 a 0.50	Muy bueno para papel	II R
De 0.50 a 1.00	Bueno para papel	IIIR
De 1.00 a 2.00	Regular para papel	IVR
>2.00	Malo para papel	VR

La determinación de los índices de calidad de las pulpas para papel se realiza bajo las siguientes ecuaciones (Tamarit, 1996).

Coeficiente de Peteri (1):

$$Cp = \frac{L}{D} \quad (1)$$

Donde: L = longitud de la fibra y D = diámetro de la fibra

Relación de Runkel (2):

$$Rr = \frac{2w}{l} \quad (2)$$

Donde: l = diámetro del lumen y 2w = grosor de la pared de la fibra

Tomando como referencia la Tabla 1 sobre el Factor de Rúnkel y la bibliografía evaluada (Blanco & Campos, 1991), podemos determinar que las hojas del itabo se clasifican en el grupo IIIR, por lo cual, se afirma que son buenas para la producción del papel. Con respecto al coeficiente de Peteri, se obtuvo que bajo un Canadian Standard Freness (CSF) de 365 ml, el valor es el más bajo y que para el caso del papel es favorable, ya que la fibra tendrá mayor flexibilidad.

Por su parte, en el estudio presentado por Gutiérrez et al. (1994) la metodología de extracción de lignina consistió en una etapa mecánica de macerado del tallo y luego en la solución Jeffrey (ácido nítrico y dicromato de sodio al 10%), por lo tanto, se dificulta comparar los resultados con los obtenidos por Blanco & Campos, en 1991 para las hojas del itabo. Aun así, los valores muestran que, para esta metodología, el factor de rúnkel se sitúa en el grupo IVR, por lo que se clasifica como regular para la producción de papel. En el caso del coeficiente de Peteri, se obtuvieron valores más favorables en comparación con las hojas del itabo, por lo cual, podemos deducir que las fibras del tallo tienen mayor flexibilidad que las fibras obtenidas de las hojas, bajo métodos de extracción de lignina diferentes.

3.1.2. Evaluación física

En el estudio desarrollado por Blanco & Campos (1991) con las fibras obtenidas de las hojas del itabo, se obtuvo un porcentaje de humedad (en base húmeda) del 48,4%. Para este mismo estudio, se obtuvo una densidad aparente de 0.459 (para un CSF de 365), 0.417 (para CSF de 470) y 0.280 (en el caso de CSF de 570). No se reportaron valores para la absorción de agua.

Gutiérrez et al. (1994) determinaron que la humedad obtenida de la pulpa obtenida de los tallos del itabo fue del 83% en base húmeda. No se evaluó la densidad ni el valor de absorción de agua.

Por su parte, Gutiérrez & Blanco (1997), obtuvieron un valor promedio del 83% en base húmeda para los tallos del itabo, además, determinaron su peso específico promedio, el cual fue del 0.44 y su densidad verde y seca, obteniendo un valor de 1.108 y 0.624 respectivamente. No se reportó valor para absorción de agua.

Con estos valores, podemos deducir que las hojas de itabo contienen menor cantidad de humedad que el tallo, además, que la densidad de las fibras del tallo del itabo es mayor que la fibra de las hojas. Tomando en consideración que el potencial de un material para realizar pulpa para papel puede ser determinado por el contenido de humedad, ya que, un alto contenido de humedad provocaría una alta contracción volumétrica, de alrededor de 40%, lo que disminuye la calidad del papel y el rendimiento. Esto se evidencia en el estudio de Gutiérrez & Blanco (1997), donde el valor de contracción volumétrica para el itabo fue del 38%.

En ninguno de las investigaciones consultadas sobre la producción de papel a base de itabo se encontraron valores para absorción de agua.

3.1.3. Evaluación química

Blanco & Campos (1991), mencionan que la pulpa realizada a partir de las hojas de itabo contiene un porcentaje de cenizas (%BS) del 4,94%, mientras que un valor de extractivos (%BS) del 29,8%. En este estudio no se reportaron resultados del contenido de lignina ni celulosa.

A su vez, Gutiérrez et al. (1994), determinaron que la pulpa a partir del tallo del itabo contenía un porcentaje del 3.4% de cenizas, 19.6% de contenido de lignina, 54.5% de holocelulosa y 22.5% de extractivos totales (todos los valores en %BS). Gutiérrez & Blanco (1997) utilizaron estos valores bibliográficos anteriormente mencionados para su estudio.

En la producción de papel, los altos porcentajes de holocelulosa son esenciales para generar productos de mayor calidad y reducir el uso de productos químicos para la degradación de la lignina (Moreno & Protacio, 2012). En el caso del itabo, evidenciamos un alto porcentaje de holocelulosa, que a su vez supone una menor cantidad de químicos para su procesamiento; así mismo, podemos evidenciar un bajo contenido de lignina. Los extractivos son relevantes porque afectan a la adaptabilidad de la fibra para ser combinada con materiales sintéticos u otras fibras naturales (del Río & Gutiérrez, 2006). Para el caso de ambos estudios citados, tienen un porcentaje similar de extractivos, aun cuando la parte de la planta empleada es diferente, lo que demuestra que el uso de la fibra debe tener una respuesta diferente en función del material utilizado. Moreno y Protacio mencionan que las fibras con baja cantidad de extractivos simplifican la transformación y adaptabilidad para reforzar biomateriales de uso estructural.

Para el caso del contenido de cenizas, ambas partes de la planta (tallos y hojas) mostraron valores similares. Comparándolas con el estudio de Jiménez et al. (2016) los valores presentados son más bajos, ya que en este estudio se evaluó la caracterización físicoquímica de cuatro especies de Agaves con potencialidad en la obtención de pulpa de celulosa para elaboración de papel y se obtuvo un promedio de 11.35% de cenizas.

3.1.4. Evaluación termo gravimétrica

Para ninguno de los estudios analizados sobre la utilización del itabo para la producción de papel se realizó esta evaluación, por lo que, no existe un marco para comparar los resultados. Aun así, podemos mencionar

como referencia el estudio de Salvador et al. (2017), donde se menciona que, para las fibras naturales de lino, algodón, cáñamo y kenaf, la temperatura crítica de degradación es de 320-350 °C.

Además, Yang et al. (2005), indican que los materiales lignocelulósicos naturales se descomponen térmicamente entre 150-500 °C, especialmente las hemicelulosas, que se degradan entre 150-350 °C, la celulosa entre 275-350 °C, y la lignina a una temperatura entre 250-500 °C.

3.2. Propiedades del papel

3.2.1. Evaluación física

El gramaje se define como la masa del papel por unidad de superficie y se expresa en gramos por metro cuadrado (g/m²). Hasta un gramaje de 119 g/m² se habla de papeles, desde 120 g/m² de cartulinas y desde 300 g/m² a cartones. Por regla general, cuanto mayor es el gramaje de un papel, mayor será su grosor (Chiluiza & Hernández, 2009). Comúnmente, esta evaluación se realiza bajo el estándar TAPPI T-410 om 19 (Tappi, 2008).

Los resultados obtenidos por Blanco & Campos (1991) y Gutiérrez & Blanco (1997) los valores de gramaje son menores a 119 g/m², por lo que entran dentro de la categoría de papel. Si deseáramos obtener un papel más liviano, podríamos optar por realizar papel a partir de las hojas de itabo, y si, por el contrario, deseamos un papel más robusto, podremos utilizar el tallo. Así mismo, se muestra que el tipo de pulpeo y el freeness influirán en el gramaje del papel, siendo, el método de Monosulfito alcalino y el freeness de 570 las variables que presentaron un valor mayor para gramaje.

Para evaluar las propiedades físicas del papel más rigurosamente, se puede determinar la humedad de las hojas utilizando el estándar ASTM D-644-76 (ASTM, 2021) y el calibre bajo la regla TAPPI T 411 om 89 (Tappi, 2015) y con ello, obtener más información sobre la calidad del material final. Es importante mencionar que, para los estudios investigados, no se encontraron valores para estas evaluaciones.

3.2.2. Evaluación mecánica

Los valores presentados para la evaluación mecánica (factor de rasgado e índice de explosión), por Blanco & Campos (1991) y Gutiérrez & Blanco (1997) fueron menores a los que se obtienen de las fibras maderables (EDF, 1996). Aun así, esto no refiere a baja calidad en fibras, si no, al tipo de papel que se podría realizar con este tipo de fibra. Blanco & Campos (1991) proponen que la fibra de itabo puede ser utilizada para la producción de fibra absorbente, y si se mezcla con pulpas de fibra larga se pueden obtener otros tipos de papeles, para con ello, mejorar las propiedades mecánicas. Para el índice de rasgado, los valores obtenidos con el pulpeo del itabo por el método del sulfato son similares a los obtenidos por materias primas maderables, como el eucalipto, melina o pino.

Así mismo, los valores para factor de explosión varían con respecto a la parte de la planta a utilizar y el tipo de pulpeo. El factor de rasgado tiene menores variaciones entre la parte de la planta utilizada y el tipo de pulpeo, aunque en el caso del pulpeo realizado con monosulfito alcalino, el valor bajó considerablemente. De igual manera, se presenta la misma situación con el índice de tensión, aunque en este caso, el valor más bajo fue presentado por un freeness de 570.

3.2.3. Evaluación óptica del papel

Blanco & Campos (1991) y Gutiérrez & Blanco (1997) demuestran que el papel realizado con hojas de itabo tiene una baja brillantez y un porcentaje de opacidad bastante alto, para los tres freeness. En el caso del papel realizado con el tallo, la brillantez aumenta considerablemente dependiendo del método de pulpeo, ya que, en el caso de NaOH, el valor fue inclusive más bajo que el obtenido con hojas de itabo, y utilizando Monosulfito alcalino aumenta inclusive el doble del valor de NaOH.

Se hace importante mencionar que, la brillantez siempre será menor a los obtenidos en papeles comerciales, ya que los métodos de extracción de lignina y la tecnificación de los procesos para la formación

de hojas es menor (rústica). En el caso de la opacidad, para ambos casos evaluados, el valor es bastante alto y podría compararse con las hojas comerciales.

4. Conclusiones

Las fibras del itabo se pueden clasificar en base al factor de rúnkel como buenas para la producción de papel, además, el valor del factor de Peteri indica que la fibra tendrá mayor flexibilidad y una buena superficie de contacto, por tanto, una buena unión fibra-fibra. Aunque tanto el tallo como las hojas de itabo presentan buenas características anatómicas, se determina que, las hojas tienen mejores características físicas como menor contenido de humedad (lo que disminuye la contracción volumétrica y mejora eventualmente los rendimientos finales) y menor densidad. Los contenidos de lignina y holocelulosa se ubican dentro de los rangos aceptables para producción de papel. Con respecto al contenido de cenizas, ambas partes de la planta presentaron porcentajes mayores a los de las maderas comerciales, aun así, fueron menores que otras especies no maderables.

Las propiedades del papel a base de tallo y hojas de itabo muestran valores favorables para la producción artesanal. Su gramaje es menor a 119 g/m², por lo que entran dentro de la categoría de papel, aunque se puede aumentar el gramaje según el requerimiento. Las propiedades mecánicas son menores a las obtenidas con fibras maderables, más estas pueden ser mejoradas considerablemente si se escoge correctamente el método de pulpeo, el freeness y la parte de la planta a utilizar. En el caso de los valores investigados para este estudio, se determina que una buena combinación, que podría arrojar mejores propiedades mecánicas es un freeness de 365 o 470 con el pulpeo al NaOH. Aunque la opacidad de las hojas es bastante alta, su brillantez es bastante bajo, factor que podría mejorarse al utilizar algún tipo de blanqueo en la pulpa.

Las fibras obtenidas a partir del itabo tienen el potencial para producir papel artesanal, el cual, difiere del papel producido comercialmente inicialmente por los métodos de producción y características propias de la planta como composición química y mecánica del papel obtenido. Aun así, su potencial se puede aprovechar para el desarrollo de papel.

Al poder fabricar papel con itabo se contribuye a la valorización de los residuos generados a partir de esta planta, por lo que se estarían aplicando principios de economía circular y bioeconomía, lo que evidentemente aporta a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Es importante continuar con estudios en laboratorio y campo para poder concretar la fabricación del papel, además de valorar económica y ambientalmente todo el proceso productivo.

5. Referencias

- Altesor, Alice., Eguren, Gabriela., Mazzeo, Nestor., Panario, Daniel. & Rodríguez, Claudia. (2008). La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. J. Sci. Ecología austral. v.18 n.3
- ASTM INTERNATIONAL. (2021). (Norma D-644-76). <https://www.astm.org/Standard/alpha-lists/D.html>
- Blanco, L & Campos, R. (1991). Pulpeo de hojas de Itabo (*Yucca elephantipes*. Regel) creciendo en Costa Rica. J. Sci. Ingeniería, 1(2), 31-35. 10.15517/RING.V1I2.7577
- Cáliz, R. (1970). Identificación dendrológica y anatómica de 37 especies arbóreas de Honduras [Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza]. Repositorio Biblioteca. <https://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/2318>

- Chiluiza, C. & Hernández, J. 2009. ELABORACIÓN DE PAPEL ARTESANAL DE CAÑA GUADUA (*Guadua angustifolia* K). [Tesis de maestría, Facultad de ingeniería química y agroindustria, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador]. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/1901/1/CD-2457.pdf>
- del Río, J.C.; Gutiérrez, A. (2006) Chemical composition of abaca (*Musa textilis*) leaf fibers used for manufacturing of high quality paper pulps. *J. Sci. Agric. Food Chem.* (54) 4600–4610. DOI: 10.1021/jf053016n
- Environmental Defense Fund [EDF]. (1996). Nonwood plant fibers as alternative fiber sources for papermaking. *Paper Task Force*, 13. https://s3.amazonaws.com/EPNPaperCalc/documents/1634_WP13.pdf
- Gutiérrez, J. & Blanco, L. (1997). Evaluación de los tallos de caña india (*Dracaena massangeana*) e itabo (*Yucca elephantipes*) para la producción de pulpa para papel. Repositorio Biblioteca. Instituto de investigaciones en ingeniería, Universidad de Costa Rica.
- Gutiérrez, J., Carpio, I. & Alpizar, L. (1994). Utilización de desechos agroindustriales fibrosos en Costa Rica. *J. Sci. Biología Tropical*, 42(2), 65-71. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/28694>
- Jiménez, Edith., Prieto, Francisco., Prieto, Judith., Acevedo, Otilio. & Rodríguez, Rodrigo. (2016). Caracterización fisicoquímica de cuatro especies de agaves con potencialidad en la obtención de pulpa de celulosa para elaboración de papel. *J. Sci. Dyna*, Universidad Nacional de Colombia (83), 233-243. <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v83n197.52243>
- Ministerio de Agricultura y Ganadería [MAG]. (1986). Determinación del área de siembra. Aspectos generales sobre el cultivo y comercialización de ITABO en San Ignacio de Acosta. Repositorio. <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/F01-1514.pdf>
- Moreno, L.O.; Protacio, C.M. (2012) Chemical composition and pulp properties of abaca (*Musa textilis* N'ee) cv. Inosa harvested at different stages of stalk maturity. *Ann. J. Sci.Trop. Res* (34), 45–62. DOI:10.32945/atr3423.2012
- Salvador, M.; Amigó, V.; Nuez, A.; Sahuquillo, O.; Llorens, R. & Martí, F. (2017). Caracterización de fibras vegetales utilizadas como refuerzo en matrices termoplásticas. *J. Sci. Clean. Prod.* (18) 573–580. http://www.upv.es/VALORES/Publicaciones/CNM08_Fibras_naturales.pdf
- Tamarit, J. (1996). Determinación de los índices de calidad de pulpa para papel de 132 maderas latifoliadas. *J. Sci. Madera y Bosques*, 2(2), 29-41. <https://www.redalyc.org/pdf/617/61720204.pdf>
- TAPPI. (2008). Grammage of paper and paperboard (weight per unit area), Test Method TAPPI/ANSI T 410 om-19 <https://imisrise.tappi.org/TAPPI/Products/01/T/0104T410.aspx>
- TAPPI. (2015). Thickness (caliper) of paper, paperboard, and combined board (T411) <https://www.tappi.org/Search/?srchtext=T+205>
- Vázquez, L. & Munguía, G. (2015). Fibras vegetales y las artesanías en el Estado de México. México, Universidad Autónoma del Estado de México, ISBN: 978-607-422-614-0 <http://ri.uaemex.mx>
- Yang, H.-S.; Wolcott, M.; Kim, H.-S. & Kim, H.-J. (2005) Thermal properties of lignocellulosic filler-thermoplastic polymer bio-composites. *J. Therm. Anal. Calorim.* (82) 157–160.

RED DE RECUPERADORES URBANOS DE RESIDUOS ELECTRÓNICOS

Cruz Sotelo, Samantha E.^{1*}; Ojeda Benitez, Sara²; Santillán Soto, Néstor²; Flores Jiménez, David Enrique²;
Ojeda Benitez, Eunice³; García Cabrales, Patricia Guadalupe³; Hermelinda Escobar Encinas⁴

¹Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, México

²Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, México

³Facultad de Ciencias Administrativas, Universidad Autónoma de Baja California, México

⁴Transformadora de México SA de CV

*samantha.cruz@uabc.edu.mx

Resumen

Los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) constituyen una preocupación creciente en el mundo, al incrementarse la manufactura y el uso de los productos electrónicos sin desarrollarse, al mismo tiempo, esquemas de manejo adecuado para los desechos pos consumo. La gestión de los RAEE es un tema complejo que abarca diversas aristas, en México aún hay mucho trabajo que realizar en este tema entre ellos esta establecer sistemas de gestión para incorporar a los actores que participan en la cadena de recuperación, iniciando con la organización hasta su ejecución. Este trabajo tuvo como objetivo identificar los actores involucrados en la recuperación de RAEE en una ciudad mexicana, para dimensionar el papel que juegan en la cadena de valor. Para realizar la investigación, se identificaron las etapas del ciclo de vida de un aparato electrónico a partir de que es adquirido por un consumidor hasta la disposición final para identificar el flujo de los residuos de aparatos eléctricos electrónicos, incorporando a los actores que están involucrados en alguna de las etapas. Se propone un modelo para establecer un proceso de certificación que involucre tanto a los actores formales como informales, que conforman esta red de recuperadores, para mejorar las prácticas actuales de recuperación y darle seguimiento al proceso de recuperación de materiales y componentes que tienen valor y evitar que estos residuos se dispongan en el flujo de los RSU o sitios clandestinos.

Palabras clave: cadena de valor; actores; prácticas de recuperación; certificación.

1. Introducción

En esta era digital de alta tecnología, los residuos electrónicos se han convertido en una de las principales causas de preocupación ambiental debido a su gran volumen, alta tasa de generación y carga ambiental tóxica. Al-Salem, et al. (2022), mencionan que la generación de residuos electrónicos alcanzará aproximadamente los 75 millones de toneladas anuales en 2030.

Los RAEE son una mezcla compleja de muchos materiales, algunos de las cuales son materias primas y valiosas que se deben recuperar. Sin embargo, pueden contener algunos elementos o compuestos peligrosos, los cuales se convierten en un peligro cuando se liberan al ambiente, por lo que las operaciones de almacenamiento, tratamiento, y/o disposición final de residuos electrónicos, deben realizarse bajo condiciones que cumplan con la normatividad ambiental vigente.

Los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) están presentes en todos los aspectos de la vida de la sociedad moderna, proporcionando a la sociedad mayor comodidad, salud y seguridad, facilitando la adquisición y el intercambio de información. No obstante, las constantes innovaciones tecnológicas, unidas al aumento del consumismo, aceleran la sustitución frecuente de esos productos (Khan, 2016). En este sentido Los RAEE son actualmente el flujo de residuos sólidos de más rápido crecimiento en el mundo, como resultado de la

demanda explosiva y los ciclos más cortos de los productos. Estos residuos también ocupan un gran volumen del flujo mundial de residuos sólidos, se calcula que representan el 5% de los residuos sólidos de todo el mundo (Liu, et al. 2023).

En el siglo XXI los residuos electrónicos han emergido como una de las principales corrientes de residuos en el mundo debido a la expansión del mercado y la tendencia para los productos electrónicos de acortar sus ciclos de vida. Se considera que la industria electrónica es la más grande del mundo y la de más rápido crecimiento del sector manufacturero, como consecuencia de este crecimiento, se generan en todo el mundo grandes cantidades de RAEE. Por otra parte, la industria de los AEE es la responsable de entre el 10% y 20% del impacto medioambiental global en relación con el agotamiento de los recursos no renovables (Khan, 2016; Araujo, et al. 2012).

La electrónica de consumo en México al igual que en otros países del mundo genera un alto volumen de RAEE al final su ciclo de vida, estos están definidos por la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) como de manejo especial y están descritos como residuos tecnológicos provenientes de la industria de la informática, de los fabricantes de productos electrónicos que al transcurrir su vida útil requieren de un manejo específico, y son de competencia estatal (DOF, 2015).

Los RAEE se han convertido en una nueva fuente de contaminación, de acuerdo a López, et al. (2019) anualmente se disponen entre 40 y 50 millones de toneladas en los rellenos sanitarios en países emergentes. Siendo México una economía emergente es importante establecer estrategias para el manejo de esta corriente de residuos.

El mercado de reciclaje de residuos electrónicos, en algunos municipios de México se realiza impulsado principalmente por la economía informal que juega un papel decisivo en su manejo. Por ello, es importante proponer un modelo que establezca estrategias y políticas para organizar las prácticas de recuperación y valorización del flujo de RAEE e identificar la cadena de custodia en la que participan distintos actores, por ello en este trabajo se presenta un análisis de la red de recuperadores urbanos de un municipio en México,

2. Metodología

Esta investigación se realizó en la zona urbana de una ciudad mexicana, la cual se ubica en la parte norte del estado de Baja California y es la capital del estado; se localiza en 32°39'48", 115°28'04", limita al norte con Estados Unidos de Norteamérica; al sur con el municipio de Ensenada; al poniente con el de Tecate y al oriente con el Estado de Sonora y el Golfo de California.

Para iniciar la investigación se identificaron las etapas del ciclo de vida de un AEE, desde su consumo hasta la disposición final para identificar el flujo de los residuos de AEE, incorporando a los actores que están involucrados en alguna de las etapas.

Luego se seleccionaron los actores involucrados en el manejo de residuos electrónicos en la ciudad. Se incluyeron los actores involucrados en las etapas de generación, recolección, acopio y reparación, segmentándolos por sector, entre ellos el residencial, institucional, industrial, el comercial, para este último nos centramos en los comercializadores de segunda mano; la unidad de análisis del sector residencial fue la vivienda.

En la tabla 1 se presenta la relación entre etapas, actores y sectores, es importante aclarar que, para efecto de este manuscrito, solo se presentaran los resultados de cómo funciona la red de estos actores que interactúan en el proceso de valorización de los RAEE y/o sus componentes en este municipio.

Tabla 1 Actores involucrados en el manejo de residuos electrónicos en Mexicali

ETAPA	ACTORES	POBLACIÓN (N)	SECTORES
GENERACIÓN	Generador residencial	265,730	Residencial
	Generador Institucional	*	Institucional
	Generador Industrial	32	Electrónico
	Comercializador de segunda mano	**	Comercial
RECOLECCIÓN	Pepenadores Ambulantes	**	Informal
	Servicio de limpia	72	
ACOPIO	Pepenadores in situ	350	Informal
	Chatarreras	102	Formal
REPARACIÓN	REPARADORES DE Blancos (127) Computadoras (96) Celulares (101) Alarmas/autoestéreos (11) Televisiones **	371	Prestación de servicios

* No se aplicó método estadístico ** Población desconocida

2.1 Red de recuperadores urbanos

El mercado de reciclaje de residuos electrónicos, en algunos municipios de México se realiza impulsado principalmente por la economía informal que juega un papel decisivo en su manejo.

Para el análisis de la red se identificaron tres niveles, de acuerdo al flujo que siguen los RAEE en la cadena de reciclaje en el municipio estudiado, desde el actor que pone en el mercado el aparato electrónico, hasta que llega a la disposición final como un residuo, se incluyeron, tanto los actores del sector formal, como el informal.

2.1.1. Primer nivel: Productor.

Se considera como productor de AEE a toda persona moral o física que realiza actividades vinculadas a los aparatos eléctricos y electrónicos sea como fabricante o ensamblador, importador, distribuidor o comercializador. Sin embargo, en este trabajo, solo se incluirán los distribuidores/comercializadores.

2.1.2 Segundo nivel: Gestor

El gestor de RAEE puede ser una persona física o moral (pública o privada), que realiza alguna de las operaciones que componen la gestión de RAEE entre ellas está el transporte, acopio, almacenamiento, desmontaje, valorización o disposición final.

Pueden pertenecer al sector formal o informal, para el caso del sector formal deberá estar autorizado para ese fin, conforme a lo establecido en los marcos normativos a nivel municipal, estatal y federal. En este nivel se incluyó al transportista, acopiador, pepenador y punto limpio.

2.1.3 Tercer nivel: Reciclador

El reciclador de RAEE puede ser una persona física o moral que realiza las actividades de desmontaje, reuso, segregación, desmantelamiento, reparación y clasificación de componentes y materiales de los aparatos eléctricos y electrónicos en desuso (AEED) para acondicionarlos para su venta, o que realiza procesos de transformación de los AEED. En este nivel sólo se incluyó a los segregadores, reutilizadores y recicladores.

3. Resultados

En la Figura 1 se presenta el modelo de la red de recuperadores en la cadena de valor de los RAEE, identificando los procesos que se realizan por etapa y por actor participante en la cadena. Este modelo es importante para establecer un sistema de gestión de residuos electrónicos, porque permite establecer el flujo de materiales e identificar las redes y la cadena que conecta las diferentes etapas del ciclo de vida de los aparatos, eléctricos y electrónicos (AEE) y actores involucrados, así como los grupos de interés asociados a la gestión.

A partir de este modelo se identifica la cadena que conecta las diferentes fases del ciclo de vida de los AEE y los actores involucrados.

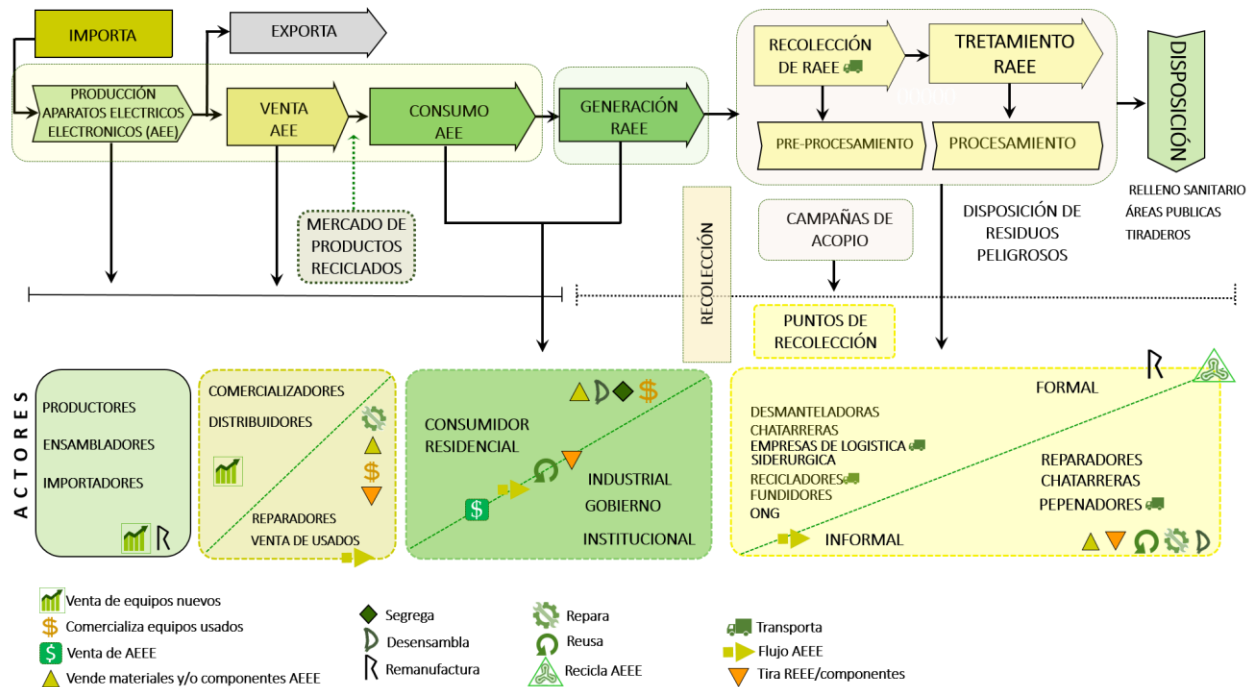


Figura 1. Procesos y actores en la valorización de residuos electrónicos

El sistema actual de manejo de RAEE en el municipio, funciona a partir de las prácticas de valorización que realizan algunos actores en la cadena de recuperación quienes segregan, reparan, reacondicionan y comercializan estos aparatos en desuso, como una oportunidad de obtener un beneficio económico; así como de la necesidad de manejar este flujo de residuos que deben ser gestionados; en el sistema participan tanto el sector formal como el informal.

Con relación al sector formal, de acuerdo a la legislación vigente y los instrumentos de gestión de RAEE que se han implementado, los actores involucrados deben establecer planes de manejo o adherirse a un plan registrado en la dependencia de gobierno facultada para ello, en el que se establece y declara el flujo que siguen los RAEE que generan o ponen en el mercado.

Para el caso de los actores del sector informal, se realizan prácticas de recuperación y se comercializan los componentes y materiales que tiene valor, sin embargo, existe un flujo de residuos que se disponen en sitios clandestinos, así como en el flujo de los residuos urbanos.

El mecanismo que se ha implementado para los generadores de RAEE del sector residencial son la Jornadas de acopio de residuos electrónicos y eléctricos que se realizan en diversos puntos, promovidos por empresas que participan en el manejo de RAEE, así como por el gobierno, ONG e instituciones educativas que establecen alianzas con los gestores para darle un tratamiento a los RAEE que se recolectan en estas jornadas. En estos acopios masivos participan los ciudadanos, de esta forma se logra reunir transitoriamente

RAEE en un lugar determinado denominado centro de acopio, de manera segura y ambientalmente adecuada, con la finalidad de facilitar su posterior manejo a través de operadores de RAEE.

En la figura 2 se presentan el flujo de la cadena de custodia en el manejo de residuos electrónicos, se incluyen las etapas y los actores involucrados en el manejo, se establece el flujo del RAEE y las practicas que realizan los actores.

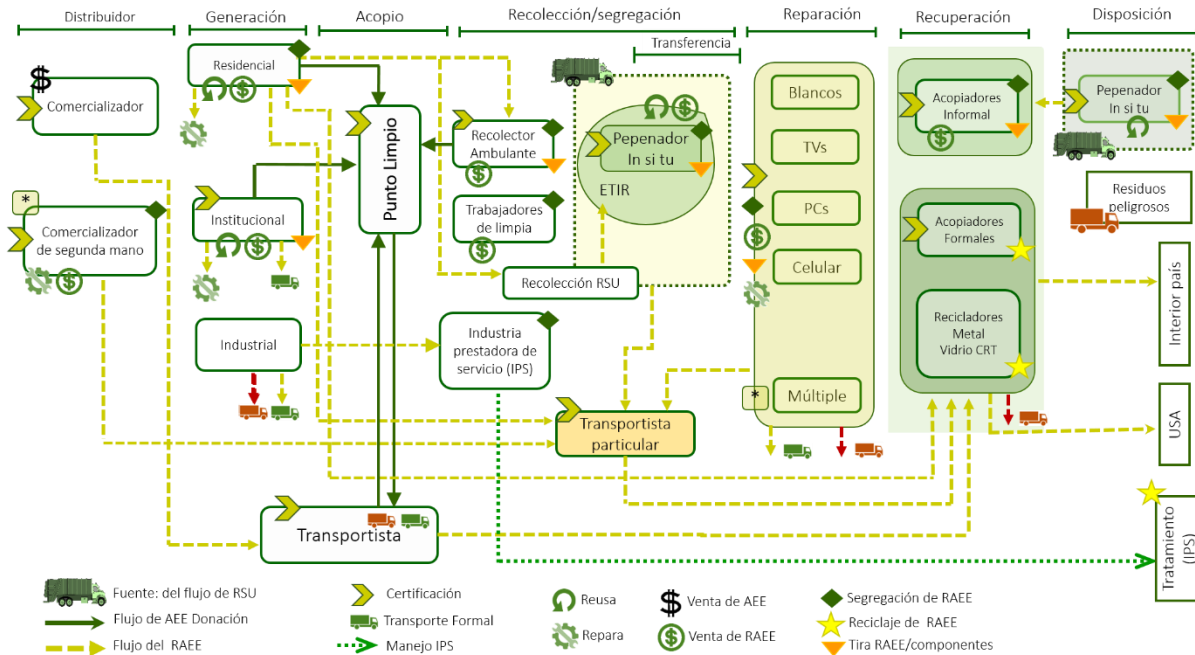


Figura 2 Flujo de la cadena de custodia de los RAEE

Tanto los gobiernos como las organizaciones no gubernamentales (ONG) consideran que la gestión de los RAEE es una herramienta y una oportunidad para un desarrollo sostenible.

Los RAEE son una compleja mezcla de materiales peligrosos y no peligrosos que requieren procesos especializados de recolección, transporte, segregación, tratamiento y disposición final. Para comprender las verdaderas implicaciones ambientales asociadas a la gestión de los RAEE es importante conocer el ciclo de vida de los AEE. En la Figura 3, describe el ciclo de vida de los AEE y los procesos por los que finalmente pasan a convertirse en RAEE.

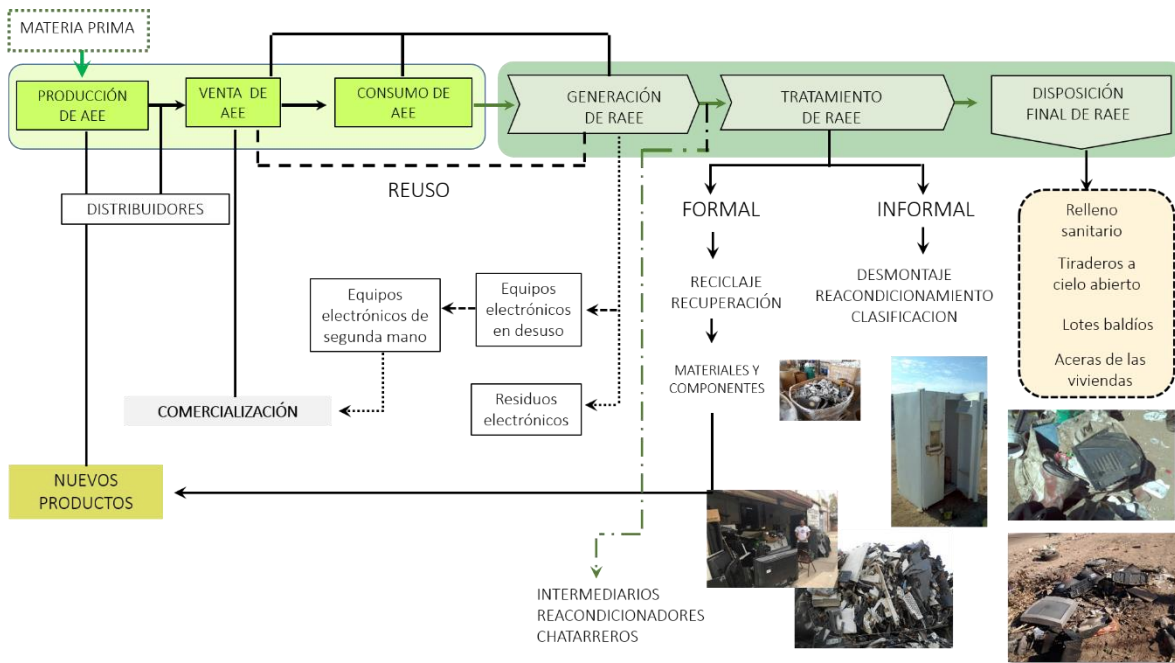


Figura 3. Ciclo de vida de las AEE y la generación de RAEE

Para el manejo de RAEE, lo ambientalmente preferible es que los aparatos eléctricos y electrónicos usados funcionales no se descarten como residuos, sino que tengan una oportunidad de extender su vida útil por medio de la reutilización, bien sea directamente por su dueño, quien puede escoger entre donarlo o venderlo, o por una organización especializada que puede a su vez donarlo o venderlo, siguiendo procedimientos de pruebas de funcionalidad, limpieza de datos, remanufactura, reacondicionamiento, reparación o actualización, por lo que es importante identificar las áreas de oportunidad de los eslabones que integran la cadena, uno de ellos es el sector informal.

Por lo que valorizar los residuos electrónicos, en el sector informal, implica establecer sistemas de gestión para un manejo correcto de los RAEE, en el que se incluya este sector. Esto requiere involucrar a los actores que participan en la cadena de recuperación de componentes y materiales que tiene valor en el mercado. Se deben implementar procesos que introduzcan la responsabilidad individual del productor, reorganizar las funciones de los actores involucrados en la gestión de RAEE y establecer objetivos de recogida y reciclaje involucrando a los actores de cada eslabón que participan actualmente en la cadena de recuperación. (Figura 4).



Figura 4. Cadena de recuperación de residuos electrónicos

4. Conclusiones

Es importante destacar que, si un AEE no satisface las necesidades de su usuario inicial, no debe asumirse que el aparato está en malas condiciones o que es obsoleto, ya que puede ser útil para otros usuarios u otros propósitos. El concepto de final de la vida útil plantea la posibilidad de extender ésta al ser reutilizado por otros usuarios o para otros propósitos. Asimismo, también hace hincapié en que los componentes y materiales de los que está compuesto pueden ser recuperados o reciclados al final de la vida útil de un producto.

Los resultados de esta investigación nos dan elementos para buscar estrategias eficaces que cubren todas las etapas a lo largo del ciclo de vida de productos, para este caso de los AEE, sobre todo al final de su vida útil, etapa en la que aún se encontraron muchas ineficiencias, la falta de Infraestructura para el tratamiento y pre-procesamiento, ausencia de instalaciones y tecnologías innovadoras para la gestión del final de la vida útil debido a la falta de inversión, altos costos para su gestión y la presencia de otros problemas sociales y de seguridad.

Uno de los grandes retos para este y otros municipios es promover y organizar el trabajo entre los actores claves, que integran esta red de recuperadores que operan con mecanismos de informalidad los cuales deben integrarse a un sistema de gestión de RAEE, entre ellos la autoridad, los productores, comercializadores, distribuidores, generadores, recicladores, porque las prácticas de recuperación informal de RAEE es un tema que debe ser atendido, por las implicaciones ambientales y de salud asociados a esta práctica común en nuestro país

Referencias

- Al-Salem, S. M., Leeke, G. A., El-Eskandarany, M. S., Van Haute, M., Constantinou, A., Dewil, R., & Baeyens, J. 2022. On the implementation of the circular economy route for E-waste management: A critical review and an analysis for the case of the state of Kuwait. *Journal of Environmental Management*, 323, 116181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116181>
- Araújo, M. G., Magrini, A., Mahler, C. F., & Bilitewski, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management*, 32(2), 335-342. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.020>.
- Diario Oficial de la Federación. 2015 Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Cámara de Diputados del Congreso de la Unión. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/27266/Ley_General_de_Residuos.pdf. (acceso 13/03/2023).
- Khan, S. A. (2016). E-products, E-waste and the Basel Convention: regulatory challenges and impossibilities of international environmental law. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 25(2), 248-260. <https://doi.org/10.1111/reel.12163>
- Lopez, C. F. V., Diaz, L. J., y Vargas, J. O. (2019). Análisis de la generación de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEES). Estudio de caso en la ciudad de Neiva. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 10(1) 131-140. <https://doi.org/10.22490/21456453.2295>
- Liu, K., Tan, Q., Yu, J., & Wang, M. 2023. A global perspective on e-waste recycling. *Circular Economy*, 100028. <https://doi.org/10.1016/j.cec.2023.100028>.

CADENA DE VALOR EN MANEJO DE EQUIPOS ELÉCTRICO- ELECTRÓNICOS DE LA CATEGORÍA FRÍO

Cruz Sotelo, Samantha^{1*}; Rodríguez Loo Roxana ¹; Ojeda Benítez, Sara²; López Santos, Yonatan¹; Salcedo Maldonado, Martha³; Jáuregui Sesma, Jorge³

¹Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, México²Instituto de ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, México³Centro de Enseñanza Técnica y Superior, México

*samantha.cruz@uabc.edu.mx

Resumen

Los Residuos de Aparatos Eléctricos-Electrónicos (RAEEs) constituyen actualmente el flujo de desechos de más rápido crecimiento, su tratamiento es complejo y costoso. Esta corriente de residuos crece tres veces más rápido que los residuos urbanos. Se realizó esta investigación con el objetivo de analizar los flujos y procesos en el manejo de los residuos electrónicos de la categoría frío, el caso de los refrigeradores y los aparatos de aire acondicionado, considerando la retención del valor en la cadena con la finalidad de establecer un sistema de gestión eficiente. Esto se logró por medio de un estudio de caso que se abordó en tres etapas: Entrevista a acopiadores de RAEEs, mapeo de procesos y flujo de materiales, y por último la aplicación de herramientas de manufactura esbelta. Se obtuvo información sobre la recuperación de los equipos electrónicos al final de su vida útil, comercialización, prácticas de seguridad entre otras. A través del uso de herramientas de ingeniería se propone un modelo de gestión optimizando los procesos de valorización.

Palabras clave: RAEE; valorización; modelo de gestión.

1. Introducción

En la actualidad los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) representan el flujo de desechos de más mayor crecimiento. Se estima que, en el mundo, el patrón de crecimiento aumenta entre 3% y 5%. De acuerdo a Öztürk (2014), este flujo de residuos representa entre el 1 y el 5% de los residuos sólidos urbanos.

Los grandes volúmenes de RAEEs que se generan alrededor del mundo tienen un gran impacto ambiental, ya que se contamina tierra, aire y agua debido a que contienen sustancias peligrosas tales como plomo, mercurio, cromo, entre muchas otras, y estas sustancias pueden entrar en contacto con las personas por medio de inhalación, absorción dérmica o ingesta (Heacock et al., 2016; Song & Li, 2015).

Por lo anterior, es importante evaluar el sistema de manejo actual para identificar prácticas y procesos susceptibles de mejora y establecer estrategias promoviendo la recuperación y valorización de los materiales a través de prácticas seguras a lo largo de su cadena de valor de los RAEE desde la generación, acopio, desensamble y mercado de subproductos. El tratamiento físico de los RAEE, implica un proceso de trituración con el objetivo de reducir el tamaño de los materiales, separación de metales ferrosos por medio de métodos magnéticos (MS), posteriormente pasan por un tratamiento térmico o químico, los cuales pueden ser tecnologías verdes que son amigables con el medio ambiente (Flandinet, Tedjar, Ghetta, & Fouletier, 2012; Torres & Lapidus, 2016; Ruan y Xu, 2016).

Entre dichas tecnologías verdes y a la vez novedosas se encuentran la mecanoquímica, el ultrasonido, la quelación, sales fundidas, entre otras, aunque pueden presentar limitantes como para ciertos tipos de metales únicamente, y a veces el proceso de purificación de estas tecnologías suele ser muy lento comparado con las tecnologías tradicionales, pero esto se puede solucionar combinando tecnologías novedosas y tradicionales para que el proceso sea eficiente (Zhang & Xu, 2016).

Una vez que se han recuperado los materiales valiosos de los RAEE, estos pueden recibir tratamientos posteriores para reintegrarse a un nuevo proceso, evitando la extracción de materia prima virgen y cargas ambientales.

Considerando lo anterior, en este trabajo se analizarán los flujos y procesos de valorización de los residuos electrónicos de la categoría frío el caso de los refrigeradores y los aparatos de aire acondicionado con la finalidad de retener su valor en la cadena.

2. Metodología

La metodología aplicada en esta investigación fue de tipo cualitativa (Martínez, 2006; Hernández, Fernández y Baptista, 2014) con un enfoque de estudio de caso (Yin, 1994: 11-13), comprendiendo tres etapas: Entrevista a acopiadores de RAEEs, mapeo de procesos y flujo de materiales, y por último aplicación de herramientas de manufactura esbelta.

Estudio de caso

Para la generación de un modelo de gestión de equipos de frío (aires acondicionados y refrigeradores), se realizó una investigación de campo, visitando distintas empresas acopiadoras y obteniendo información sobre la comercialización, valorización, seguridad y manejo de residuos electrónicos, lo que permite conocer prácticas y proceso de desensamble, herramientas y equipos, finalmente establecer un modelo donde se visualizan los flujos de materiales a lo largo de la cadena de valor. Las acopiadoras en la ciudad de Mexicali conocidas también como chatarreras, desmanteladoras o recicladoras, trabajan con actores internos que son transportistas, almacenistas, segregadores y desensambladores, los actores externos son los proveedores de materia prima que representan las entradas al sistema o proceso, y los clientes finales serán el mercado dónde se canalizarán los materiales para procesos posteriores de reciclaje (salidas del sistema).

Etapa 1. Se realizaron entrevistas a los acopiadores con el fin de conocer los procesos, flujos y mercado de valorización de los RAEE. El instrumento se realizó con base en cuatro categorías o variables que nos permitirán visualizar los diferentes procesos desde que llega el material a la acopiadora hasta que sale al cliente final para su comercialización. Estas categorías son: a) comercialización, b) valorización, c) manejo y, d) seguridad.

a) En la categoría de *comercialización* se encuentran dos dimensiones, la geográfica y económica. En la dimensión geográfica se consideran los destinos de envío del material comercializable para conocer el flujo de materiales. En la dimensión económica requerimos saber los costos de compra y venta de los materiales para determinar las ganancias de la empresa, así como los respectivos costos de transporte.

b) En la segunda categoría de valorización se encuentra la dimensión ambiental con el objetivo de conocer las prácticas de segregación y desensamble, las condiciones de almacenamiento y transporte de los materiales valorizables y las operaciones que generan emisiones o residuos. Para la dimensión económica fue necesario un inventario sobre las herramientas, maquinaria y vehículos utilizados en el proceso de recuperación, así como las capacidades o rendimientos de estos equipos, y posteriormente conocer el consumo de recursos y energía (electricidad, agua o gas).

c) En la categoría de manejo se evalúa la dimensión ambiental a través de las prácticas de disposición del material no valorizable para ellos ya sea, que este tenga o no un campo de mercado, así como condiciones

de transporte y almacenaje de estos materiales. En la dimensión económica se analiza si existe la implicación de costos para la acopiadora por disponer de residuos tóxico/peligrosos y de los materiales que pueden ser valorizables, pero no encuentra mercado para éstos.

d) Para la categoría de seguridad se analiza el manejo de los RAEE, a través de items relacionados con el conocimiento de los trabajadores sobre las condiciones de transporte de este tipo de residuo durante su recolección, si tienen conocimiento sobre los materiales tóxico/peligrosos que deben ser retirados de los RAEE para no contaminar los demás materiales de valor; herramientas que utilizan para los procesos de segregación y desensamble, así como el equipo de protección que deben utilizar.

Etapa 2. Con base en la información obtenida mediante la entrevista, se realizó un mapeo de procesos (en campo) para identificar las entradas, salidas y operaciones de los materiales, desde la recolección hasta donde finalmente es canalizado el material tanto valorizable como no valorizable.

Etapa 3. A través de las herramientas de la Manufactura Esbelta se identificaron los desperdicios en el proceso de desensamble de equipos de frío, los cuales fueron: transporte, tiempo de espera, exceso de inventario, movimientos innecesarios y talento humano. Los desperdicios en los procesos de desensamble: *tiempo de espera* se debe a que las personas se quedan sin actividad, ya que están a la espera de algún material para continuar el proceso por lo que esto genera cuellos de botella. En el desperdicio *transporte*, existe una problemática cuando la logística de este no está bien estructurada causando rutas más largas, inadecuadas o innecesarias. En el desperdicio *exceso de inventario* este puede ocasionar largos tiempos de entrega para el cliente final al verse retrasado el proceso debido a la materia prima que está esperando ser procesada, además de que implica mayores costos de almacenamiento y faltas de espacio. El desperdicio *movimientos innecesarios*, se debe a una falta de orden y limpieza ya que al tratar de localizar ciertos materiales o herramientas se pierde tiempo en la búsqueda de estos. Finalmente, aprovechamiento del *talento humano*, se refiere a que los tomadores de decisiones no consideran la opinión de sus trabajadores dejando a un lado su vasta experiencia o ideas innovadoras que permitan mejorar el proceso.

3. Resultados

A través del análisis de los instrumentos y herramientas aplicadas, y observación en campo, se realizó un inventario sobre los componentes/materiales valorizables y residuos peligrosos que contienen cada uno de los equipos de frío, en la tabla 1 y 2 se muestran los componentes del aparato de aire acondicionado y el refrigerador respectivamente.

Tabla 1. Componentes y materiales de un equipo de aire acondicionado

Componente	Metales valorizables	
Carcasa	Polipropileno, PVC ó Fe	
Ventilador	PP, PVC ó Fe	
Circuito impreso	Sn-Pb (soldadura), TFE ó Fibra de vidrio (placa base)	
Condensador	Aluminio (panel); Cobre (conductos)	
Evaporador	Aluminio (panel); Cobre (conductos)	
Compresor	Fe (material ferroso)	Refrigerante (R22, 410 ó R32) y aceite
Motor	Fe (carcasa), Al ó Cu (embobinado)	
Cables	Cu (alambrado), PVC ó PEAD (recubrimiento)	

Tabla 2. Componentes y materiales de un refrigerador

Componente	Metales valorizables	
Carcasa y compartimentos	PP, PVC ó Al	
Tubo capilar	Cu	
Motor de ventilador	Fe, Cu ó Al	
Condensador	Al ó Fe	
Evaporador	Fe	
Compresor	Fe	Refrigerante (R134a) y aceite
Motor	Fe (carcasa), Al o Cu (embobinado)	
Cables	Cu (alambrado), PVC o PEAD (recubrimiento)	

Para complementar esta información se realizó un diagrama de recorrido con el fin de identificar los flujos de material, actividades, transporte y almacenamiento de cada etapa del proceso, como se muestra a continuación en la Figura 1.

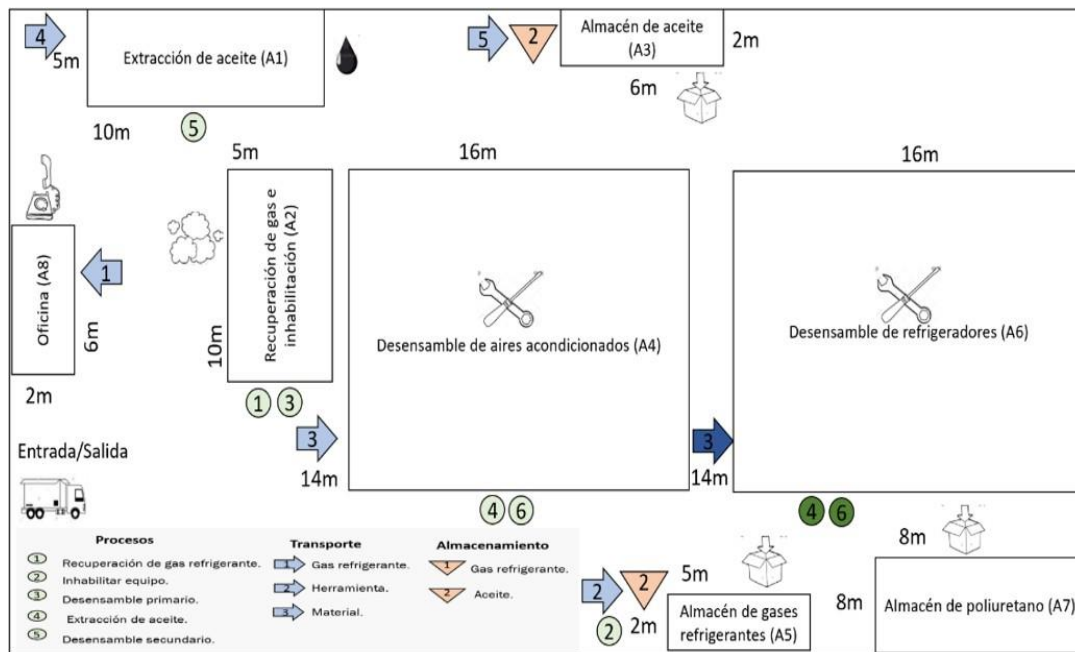


Figura 1 Diagrama de recorrido de equipos de frío.

El modelo especifica opciones de tratamiento posterior al desensamble, el uso de herramientas y transporte en cada una de las etapas del proceso, el tipo de material encontrado por cada uno de los componentes en estos equipos y cómo deben ser segregados estos materiales. A continuación, se muestra en la Figura 2 el modelo de gestión para el desensamble de un aire acondicionado al final de su vida útil.

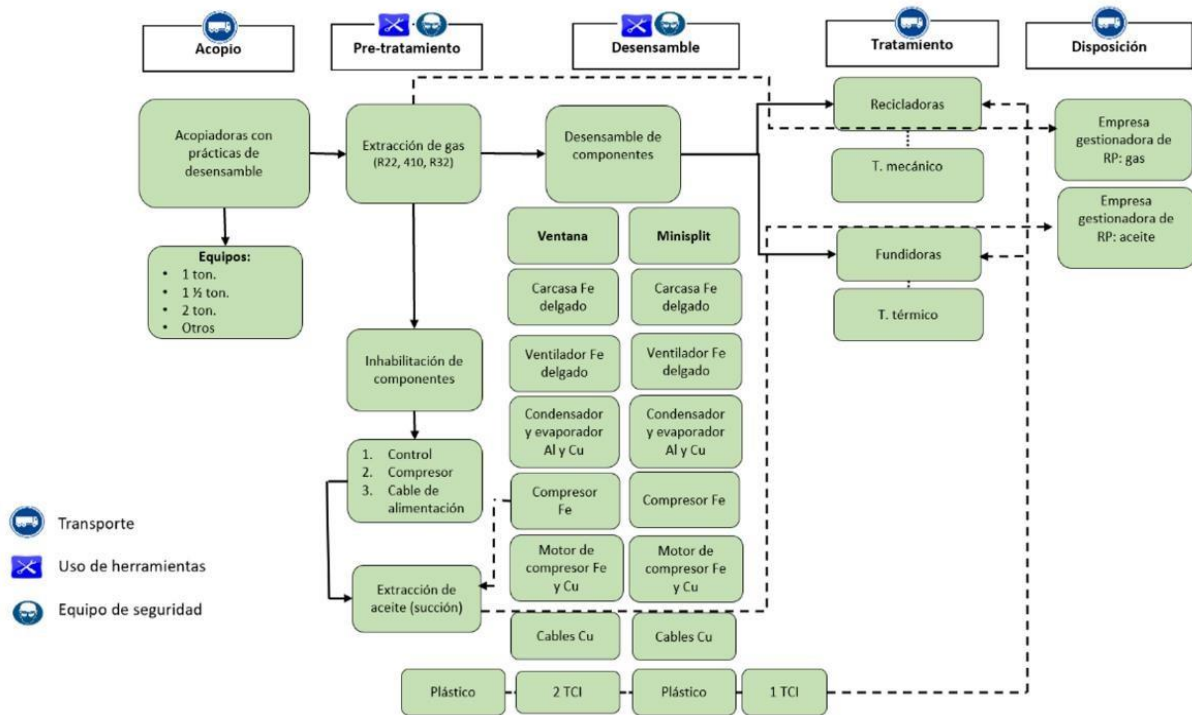


Figura 2 Proceso para la valorización de equipos de aire acondicionado al final de su vida útil.

Las flechas indican el flujo y destino de componentes y materiales de este tipo de RAEE, es importante aclarar que el equipo de protección para los trabajadores se usará desde el proceso de pre-tratamiento hasta el momento que se tiene que disponer el material en la extracción de RP; las herramientas de desensamblaje manual que se usan son el mazo, cincel (manual y automático), plasma, pinzas y desarmadores. Es importante mencionar que existen componentes sin procesar o desmantelar por completo como son las Tarjetas de Circuito Impreso (TCI), porque éstas requieren tratamientos especiales para despegar todos sus materiales y maquinaria especial para los cables, que pueda separar el plástico del cobre, así que serán enviados a recicladoras que realicen estos procesos, por otro lado, hay componentes como los compresores que son desensamblados al 100% y esos materiales son enviados directo a fundidoras, entre otros componentes.

El transporte externo (pick up o camiones de carga) en las acopiadoras puede ir dirigido a diferentes rutas como son: coleccionar equipo en algún lugar fuera de la acopiadora, llevar materiales valorizables a las diferentes recicladoras o fundidoras y llevar RP a empresas de servicios gestoras de residuos. Y el transporte interno (montacargas) es utilizado solo para mover un material de un punto a otro dentro de las mismas instalaciones de la acopiadora.

Una vez iniciado el pre-tratamiento del aparato de aire acondicionado, lo primero a realizarse es la extracción del gas del compresor, por medio de un recuperadora de gas refrigerante, esto puede demorar un par de minutos dependiendo de la capacidad del compresor, después de esto, se inhabilitarán componentes claves (control de TCI, cables de compresor y cables de alimentación) lo cual asegura que este equipo ya no se utilice para una reventa clandestina y que el aparato acabe abandonado en un sitio de disposición final.

El desensamblaje de componentes, inicia usando las herramientas mencionadas anteriormente, con excepción de un aire acondicionado de cinco toneladas de capacidad, se utilizará un soplete para retirar su carcasa. Existe una lista de ocho componentes que serán desensamblados (carcasa, ventilador, TCI,

condensador, evaporador, compresor, motor y cables), el material valorizable de cada uno de ellos se puede observar en la figura 3 o en la tabla 1, posteriormente se retiran todos los materiales de los componentes (excepto TCI y cables que no podrán ser desensamblados por completo) para segregarlos y canalizarlos a fundidoras o recicladoras. El compresor lleva además un subproceso adicional que es la extracción del aceite por medio de una máquina succionadora pero su desensamble aún sigue siendo manual. Los RP extraídos son almacenados, el aceite en tambos y el gas refrigerante en tanques que serán enviados a empresas gestoras de RP que se encargarán de limpiarlo para que pueda ser reusado, según la localidad estos residuos pueden llevar una cuota por gestionarse o en otros casos la empresa acopiadora puede llegar a recibir una pequeña utilidad también por estos residuos.

A continuación, se muestra en la Figura 3 el modelo de gestión para el desensamble de un refrigerador al final de su vida útil

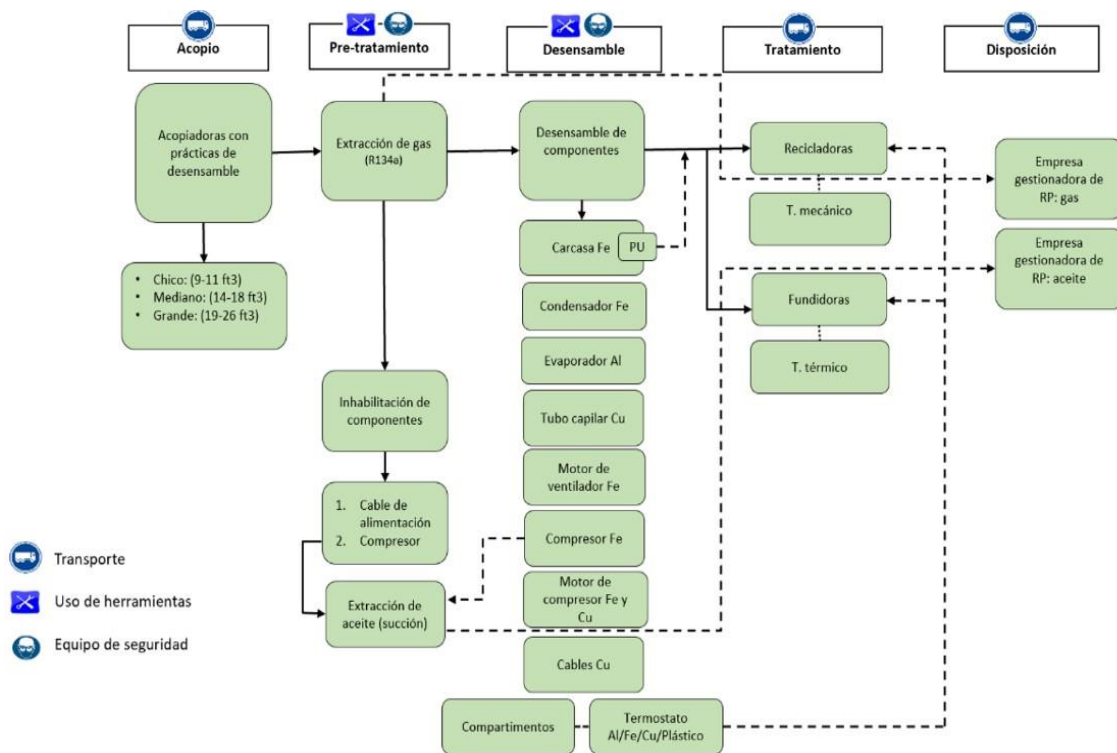


Figura 3 Proceso para la valorización de refrigeradores al final de su vida útil.

El primer paso es extraer el gas refrigerante, luego se inhabilitan dos componentes a diferencia del aire acondicionado que son tres, en el refrigerador no está presente la TCI, pero a medida que se comienzan a desechar refrigeradores más sofisticados, estarán presentes estas TCI y se necesitará inhabilitarlas al igual que el compresor y cables de alimentación, para no correr riesgos que estos componentes acaben en lugares abandonados contaminando el medio ambiente por las sustancias tóxicas que puedan contener. Una vez que se ha realizado la inhabilitación de componentes, se procede al desensamble manual de los ocho componentes del refrigerador (carcasa, compartimentos, tubo capilar, condensador, evaporador, motor de ventilador, compresor y motor de compresor). Los materiales que pueden ser valorizados de estos componentes se presenta figura 2, el material de los compartimentos del refrigerador puede ser plástico o aluminio, cuando son de aluminio tienen más valor.

Una vez desensamblados los componentes se procede a extraer el aceite del compresor por succión y retirar los materiales del motor de ventilador y motor de compresor, para después segregarlos y enviarlos a

recicladoras y fundidoras. El uso de equipo de protección para trabajadores se utilizará en todo momento del proceso de pre-tratamiento.

También es importante señalar el transporte interno y externo, el primero usado para mover el material, componentes o equipos de un punto a otro, dentro de las áreas delimitadas por la acopiadora y el segundo para transportar los materiales que ya fueron valorizados hacia su comercialización o transportar los RP para su disposición final.

4. Conclusiones

Establecer un modelo de gestión para los equipos de frío, permite que las empresas puedan estandarizar sus procesos de recuperación de material, que los trabajadores laboren en un entorno seguro, que la organización reciba mayores utilidades al valorizar mayor material, que estas atiendan sus políticas de responsabilidad social y a su vez que sean fuentes generadoras de empleo.

Referencias

- Achterberg, E., Hinfelaar, J. & Bocken, N., 2016. Master circular business with the value hill. *Circle Economy*, 1-18.
- Braungart, M. 2019. The cradle to cradle movement. *Journal of International Affairs*, 73(1), 299-304.
- Flandinet, L., Tedjar, F., Ghetta, V., & Fouletier, J. (2012). Metals recovering from waste printed circuit boards (WPCBs) using molten salts. *J Hazard Mater*, 213-214, 485-490. doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.02.037
- Heacock, M., Kelly, C. B., Asante, K. A., Birnbaum, L. S., Bergman, A. L., Brune, M. N., . . . Suk, W. A. (2016). E-Waste and Harm to Vulnerable Populations: A Growing Global Problem. *Environ Health Perspect*, 124(5), 550-555. doi: 10.1289/ehp.1509699
- Hernández, R., Fernández, C. y Baptista, P. (2014). Metodología de la investigación. México: McGraw Hill.
- Martínez, C. (2006). El método de estudio de caso. Estrategia metodológica de la investigación científica. *Pensamiento y Gestión*, (20), 165-193. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/646/64602005.pdf>.
- Öztürk, T. (2014). Generation and management of electrical–electronic waste (e-waste) in Turkey. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(3), 411-421. doi: 10.1007/s10163-014-0258-6
- Phillips, S., Thai, V.V. & Halim, Z., 2019. Airline Value Chain Capabilities and CSR Performance: The Connection Between CSR Leadership and CSR Culture with CSR Performance, Customer Satisfaction and Financial Performance. *The Asian Journal of Shipping and Logistics*. 35 (1), 30-40.
- Ruan, J., & Xu, Z. (2016). Constructing environment-friendly return road of metals from e-waste: Combination of physical separation technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 745-760. doi: 10.1016/j.rser.2015.10.114
- Song, Q., & Li, J. (2015). A review on human health consequences of metals exposure to e-waste in China. *Environ Pollut*, 196, 450-461. doi: 10.1016/j.envpol.2014.11.004
- Torres, R., & Lapidus, G. T. (2016). Copper leaching from electronic waste for the improvement of gold recycling. *Waste Manag*. doi: 10.1016/j.wasman.2016.03.010
- Yin, R. (1994). Case Study Research. Design and Methods. London: Sage Publications.
- Zhang, L., & Xu, Z. (2016). A review of current progress of recycling technologies for metals from waste electrical and electronic equipment. *Journal of Cleaner Production*, 127, 19-36. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.04.004

NUEVAS APLICACIONES AVANZADAS DEL COMPOST A PARTIR DE LODOS DE EDAR

Bofí, Marta¹; Doñate, Silvia^{1*}; Esclapez, M^a Deseada¹; Bretas, Clara¹; Saúco, Lidia^{1*};

Cubas-Cano, Enrique^{2*}; de la Cruz, Marta^{2*}

¹Depuración de Aguas del Mediterráneo, España

²Grupo de Investigación biotecnología industrial y ambiental, Instituto Tecnológico del Embalaje, Transporte y Logística, España

*Silvia.donate@dam-aguas.es

Resumen

El proyecto COMPOST-UP! tiene como objetivo desarrollar e investigar aplicaciones avanzadas para el uso de compost procedente de lodos de depuradora, enriqueciéndolo, mediante procesos de bioaumentación, con poblaciones microbianas previamente aisladas y especializadas en la degradación de compuestos odoríferos.. Además de permitir la mejora del proceso de compostaje y la emisión de una menor concentración de agentes odoríferos, el compost bioaumentado resultante será empleado como lecho de un biofiltro para el tratamiento de estas corrientes gaseosas en las plantas de valorización de residuos, permitiendo mitigar el impacto ambiental y rechazo social generado por la actividad.

Una vez el relleno del biofiltro haya finalizado su vida útil, se obtendrá un compost enriquecido nutricionalmente como resultado de la mineralización efectuada por consorcios microbianos de alto potencial de degradación de compuestos orgánicos volátiles (COVs), amoníaco (NH₃) y ácido sulfhídrico (H₂S), principales compuestos, causantes del mal olor en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y plantas de compostaje. Las propiedades biofertilizantes y bioestimulantes del compost resultante se verán incrementadas, dando como resultado un producto de alto potencial agronómico, que asegure actividades promotoras del crecimiento vegetal. De este modo, se establece un nuevo proceso de gestión y valorización de biorresiduos que ofrece ventajas respecto al sistema actual de manera más eficiente, sostenible y circular.

Palabras clave: biofertilizante; bioaumentación; olor; biofiltro; lecho filtrante; compost, lodos EDAR.

1. Introducción

La valorización de residuos es uno de los retos ambientales a escala global más complejos al que se enfrentan las sociedades modernas y una mala gestión de estos puede provocar grandes impactos en el medioambiente. Algunos de los efectos negativos causados por la acumulación de residuos, es la contaminación del aire a través de la emisión de gases tóxicos generados por el propio proceso de degradación de la materia orgánica, destacándose los compuestos odoríferos COVs, H₂S y NH₃, como principales causantes de mal olor, que provocan malestar e incomodidad. Otra consecuencia, es la contaminación del agua causada por la generación de una corriente de lixiviados resultante de la acumulación y degradación de los residuos, que es arrastrada por escorrentía pluvial y filtrada en acuíferos contaminando e imposibilitando su uso. Del mismo modo, la degradación de suelos también se ve afectada por la mala gestión de los residuos, reduciendo su capacidad fértil a través de la disminución

de nutrientes y propiedades biofiltrantes que impiden la retención de sustancias en el suelo y contribuye a la filtración de lixiviados que alteran los ecosistemas.

Con el fin de evitar dichos impactos se han implantado políticas de actuación a nivel mundial con vistas a transformar la actual economía lineal basada en el petróleo en una bioeconomía más sostenible y circular basada en la valorización de residuos. En el marco normativo español, se detalla la Estrategia Española de Economía Circular (EEEC) como la base para impulsar un nuevo modelo de producción y consumo donde el valor de recursos se mantenga en la economía. La estrategia, establece objetivos alineados con el Pacto Verde Europeo y la Agenda 2030 para la reducción de la generación de residuos (un 15% respecto al generado en 2010), incremento de la reutilización (hasta un 10 % de los residuos municipales generados); Mejorar un 10% la eficiencia en el uso del agua. Adicionalmente, se destaca la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados y el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022 que regula el empleo de lodos de estaciones de depuración de aguas residuales, así como el Real Decreto 1310/1990 que regula el uso de lodos de depuración en agricultura como normativa de carácter nacional, permitiendo revalorizar los lodos y destinar su transformación al uso en agricultura.

En línea con el marco normativo europeo, se establece el proyecto COMPOST UP! que aúna aspectos de economía circular, reducción de residuos y reducción de los gases de efecto invernadero, valorizando los lodos de EDAR para la obtención de una enmienda agrícola de interés. El proyecto está coordinado por la empresa de Depuración de Aguas del Mediterráneo (DAM) y cuenta con la colaboración del Instituto Tecnológico del Embalaje, Transporte y Logística (ITENE).

COMPOST-UP! tiene como objetivo principal investigar y desarrollar aplicaciones avanzadas para el uso de compost procedente de valorización de residuos y lodos de depuradora, empleando procesos de bioaumentación a través del enriquecimiento de compost mediante poblaciones microbianas desarrolladas ad-hoc. El compost bioaumentado será empleado como lecho en un biofiltro para la mitigación de compuestos odoríferos (NH_3 , H_2S y COVs). Tras alcanzar el fin de vida útil como biomedio, se obtendrá un compost enriquecido con propiedades biofertilizantes y bioestimulantes para aplicaciones de campo.

El proyecto se estructura en 4 bloques: (i) Investigación y desarrollo de procesos de bioaumentación y mejora del proceso de compostaje de lodos de depuradora; (ii) Desarrollo de un prototipo de biofiltro basado en lechos de compost y consorcios microbianos desarrollados; (iii) Implementación y mejora en la bioeliminación de olores procedentes de corrientes procedentes de planta industrial de valorización de lodos de depuradora y residuos orgánicos y (iv) Mejora de propiedades agronómicas del compost empleado como lechos en el prototipo de biofiltro. Las propiedades agronómicas del compost resultante e incrementar el potencial biofertilizante y bioestimulante del mismo

2. Metodología

El desarrollo del proyecto se está llevando a cabo en la planta de valorización de residuos La Vintena situada en Carcaixent (España), propiedad de Grupo DAM, donde tendrá lugar la validación del piloto demostrativo en un entorno real empleando los gases del proceso de compostaje. A continuación, se detalla la metodología empleada en los diversos bloques de trabajo del proyecto.

2.1 Caracterización de muestras

Se llevó a cabo la toma de muestras sobre tres pilas de compost de diferente tiempo de maduración inicial (semana 0, semana 2 y semana 3), que fueron recolectadas y analizadas cada 3 semanas hasta completar el proceso compostaje (semana 10). Adicionalmente, se recolectó una fracción rechazo (compuesta mayoritariamente por restos de poda), una fracción de compost final (cribado) y una muestra de lodos de EDAR empleada como sustrato durante el proceso de formación de las pilas de compostaje.

La caracterización fisicoquímica y microbiológica se realizó a todas las muestras analizando los siguientes parámetros (Tabla 1): (1) el pH, (2) el contenido en humedad por termobalanza, (3) granulometría por

tamizado, (4) el contenido en materia orgánica como % de sólidos volátiles por calcinación, (5) el análisis elemental y la relación C/N por combustión, (6) el contenido en metales pesados por ICP-MS, y (7) % de impropios, material no biodegradable y (8) el contenido en coliformes y enterobacterias y análisis metagenómico. Los valores obtenidos de los parámetros analizados en la caracterización (12 muestras) se compararon con los indicados en la enmienda orgánica del Real Decreto (RD) 999/2017.

Tabla 1: Toma de muestras inicial para caracterización fisicoquímica y análisis microbiológico.

Fracción recogida	Tiempo de maduración de la pila (semana)	Parámetros a estudiar
Compost semana 0	0, 3, y 7	(1) pH (2) Humedad por termobalanza (3) Granulometría por tamizado (4) % de materia orgánica en el compost (% de sólidos volátiles por calcinación) (5) Análisis elemental y relación C/N por combustión (6) Contenido en metales pesados (por ICP-MS) (7) % de impropios (8) Contenido en coliformes y enterobacterias (aislamiento en medios selectivos y análisis metagenómico)
Compost semana 2	2, 5, y 9	
Compost semana 3	3, 6 y 10	
Fracción rechazo	-	
Fracción final de compost	-	
Lodos de depuradora	-	

2.2 Aislamiento, selección del consorcio microbiano y compatibilidad en compost

El aislamiento de los microorganismos se realizó mediante el diseño de 4 medios de cultivos, medio A (MA) para el aislamiento de oxidadores de amonio, con sulfato de amonio como sustrato selectivo, medio B (MB) para el aislamiento de microorganismos oxidadores de especies reducidas de azufre, añadiendo tiosulfato de sodio como sustrato selectivo equivalente al ácido sulfhídrico y medios C y D (MC y MD) empleados para el aislamiento de dos COVs, ácido butírico y dimetil disulfuro (DMDS), respectivamente. Cada medio fue inoculado con muestras de compost (5% p/v) y pases sucesivos cada 7 días para enriquecer los cultivos en contenido de nutrientes y agente selectivo. Se evaluaron a 37 °C y 55 °C con agitación (100 rpm), para la obtención de colonias de microorganismos mesófilos y termófilos. Tras la obtención de las colonias procedentes de las placas, se inocularon como precultivo en 25 mL de medio rico (TSB) y tras su crecimiento, se inocularon en los medios selectivos: MA, MB, MC y MD, con un 2,5% (v/v) del correspondiente precultivo, observando la evolución de los compuestos de interés a los 4 y 7 días de cada cultivo. El seguimiento del crecimiento microbiano se llevó a cabo mediante la medida espectrofotométrica de la densidad óptica (Optical Density) a 600 nm (OD_{600}).

Adicionalmente, se evaluó el comportamiento de las colonias aisladas mediante un estudio de privación de nutrientes interrumpiendo la alimentación durante 48 horas. El estudio empleó (1) cultivo de microorganismos en el medio selectivo en cuestión, (2) centrifugación y recuperación de la biomasa de células, (3) resuspensión de las células en tampón acetato 0,1M durante 48 h, (4) centrifugación y recuperación de células y (5) reinoculación en el medio selectivo de origen.

Los ensayos de compatibilidad colonias-compost se realizaron introduciendo en reactores de laboratorio 30 g de muestra, 300 g compost comercial, 50 g de vermiculita y 50 g de inóculo con consorcio microbiano. La mezcla fue posteriormente homogenizada realizando un ajuste de la humedad (al 40%). Del mismo modo, en un segundo reactor se formó el blanco (ausencia de muestra) manteniendo las mismas condiciones. Por último, en los reactores utilizados como referencia para el cálculo del % de biodegradación aerobia se introdujo (g): Celulosa Sigmacel (Merck, EEUU), 30; compost comercial, 300 g; vermiculita, 50 g. Igualmente, las mezclas se homogenizaron y se ajustó la humedad al 40% mediante adición de agua (100-200 mL). Durante el ensayo se monitorizó la producción de CO_2 , % biodegradación y compatibilidad de los microorganismos eliminadores de NH_4^+ , H_2S y COVs. Además, se realizaron ensayos en condiciones de *home composting* (30 °C) y de *industrial composting* (58 °C) con una duración de un mes llevando a cabo el estudio de viabilidad de los microorganismos presentes.

2.3 Analisis del caudal de gases a tratar y diseño del biofiltro basado en lechos de compost bioaumentado

Los gases procedentes de la planta de valorización se recolectaron siguiendo la metodología recomendada para fuentes de área pasiva descrita en la norma UNE 13725, debido a que la nave de compostaje no se encontraba canalizada en el período de muestreo. Las medidas se efectuaron semanalmente sobre 2 pilas de compost antes y después del proceso habitual de volteo de las pilas durante 8 semanas. El montaje empleado para la recolecta de las muestras se compone por (1) ventilador; (2) túnel de viento; (3) anemómetro estableciendo una velocidad menor a 1m/s que garantice un flujo laminar y (4) el equipo X-AM 7000 (Dräger) con detección de gases NH₃, H₂S y COVs (en forma de isobutileno).

Tras caracterizar el caudal de gases se diseñó un biofiltro a escala laboratorio compuesto por 3 reactores cilíndricos de 0,5L de volumen y 30L/h de caudal. Los reactores cuentan con difusores en la parte superior que garantizar la humedad necesaria sobre los lechos de compost. El relleno del biofiltro se estudió mediante el análisis de 3 biomedios (compost (C), compost con poda (CPO) y compost con plásticos (CPL)) evaluando la granulometría y difusión del gas en cada caso. Posteriormente, se realizó el diseño y construcción del biofiltro a escala piloto semi-industrial estableciendo la velocidad de paso del caudal a tratar de 125 m³/m²h (B. Mozo, 2011) y un caudal de operación de 1.000Nm³/h. El lecho se seleccionó de la evaluación realizada en laboratorio que mejores resultados obtuvo en términos de difusión de gases.

3. Resultados

3.1 Caracterización de muestras

Los resultados de la caracterización de las muestras (Tabla 1) detallados en la Tabla 2, permitieron conocer los valores de los parámetros durante un proceso completo de compostaje (semana 0-10), identificando los géneros bacterianos para su posterior implementación en compost (bioaumentación).

Se obtuvo un valor del pH comprendido entre el rango 5-8 para todas las muestras como resultado de la homogenización de los lodos y restos de materia orgánica durante el proceso de compostaje. La fracción de compost final mostró un valor de pH de 7,33 debido a la neutralización de los ácidos orgánicos formados. El porcentaje de humedad más elevado se observó en la fracción de lodos con un contenido cercano al 80%, seguido de las muestras de las pilas 1-3 (fase de maduración) con contenidos entre 75%-50% donde tiene lugar la fase termófila (>60°C), hasta la obtención del compost final con un valor de 32 % situado dentro de los límites del RD 999/2017 (valor límite máximo: 40% de humedad).

El contenido en materia orgánica se mantuvo estable (semana 0-5) debido al aporte de sustrato continuo hasta alcanzar las semanas 5 a 10 del proceso de compostaje, donde se observó una bajada considerable de los sólidos volátiles debido a la mineralización de la materia orgánica. Finalmente, se cuantificó la fracción de compost cribado en un 43% (Tabla 2). Además se observó una ligera variación en la relación C/N durante el proceso de compostaje alcanzando una relación C/N de 12 para la fracción de compost (cribado). Los valores cumplen con los criterios establecidos en el RD 999/2017, sobre el contenido mínimo en materia orgánica (límite inferior de 35%) y la relación C/N (C/N<20).

El análisis granulométrico evaluó el contenido de materia seca (partículas inferiores a 2 mm) a medida que el proceso de compostaje avanzaba, observándose un aumento considerable que alcanzó un contenido del 70% en la muestra de compost final (cribado). Las partículas restantes de la muestra presentaron un tamaño de partícula inferior a 10 mm, siendo un claro indicativo de la calidad del compost final obtenido.

El contenido de metales pesados mostró en la fracción rechazo un mayor contenido de metales pesados, mientras que en las muestras de compost se mantuvieron concentraciones bajas y estables. Se observó una disminución significativa del contenido de cromo en la muestra de la pila 1 (semana 0) frente a la fracción de compost final (semana 10), que tras el cribado se comparó con los valores con el RD 999/2017, cumpliendo los estándares de la clase B.

El análisis metagenómico mostró una gran diversidad microbiana dónde se identificaron más de 200 géneros bacterianos distintos. Las muestras de lodos y compost presentaron abundancias similares de los filos *Firmicutes*, *Chloroflexi*, *Patescibacteria*, *Actinobacteriota* y *Bacteroidota*, filos mayoritarios en procesos de compostaje, observándose una diversidad microbiana muy reducida al alcanzar la fase termófila del proceso de compostaje, donde se observó un predominio del filo *Firmicutes* en un 96% de la diversidad microbiana.

Tabla 2: Caracterización de diferentes muestras del proyecto Compost-UP!

Características	Lodos	Pila 1			Pila 2			Pila 3			Compost cribado	Rechazo
		S0	S3	S7	S2	S5	S9	S3	S6	S10		
Humedad (%)	79,54	74,59	58,11	49,77	58,50	63,57	57,39	56,14	50,20	45,31	31,55	26,59
Temperatura (°C)	-	52,16	55,45	65,20	67,05	65,53	64,60	59,93	63,76	62,78	-	-
pH	7,82	7,55	7,43	8,09	6,77	4,9	8,04	7,30	6,76	8,09	7,33	6,77
% Materia orgánica	54,65	54,53	57,82	37,68	37,75	51,49	23,72	60,34	53,65	51,08	42,86	64,96
Cr	565	375	172	201	182	203	227	175	160	135	103	191
Ni	44	33	26	27	26	24	34	23	23	19	27	28
Cu	186	166	106	123	133	122	145	90	81	91	76	103
Zn	761	545	360	431	374	380	495	351	309	318	226	706
Cd	0,86	0,62	0,60	1,38	0,54	0,50	1,54	0,54	0,46	1,24	0,37	0,66
Pb	70	75	33	59	36	23	57	37	34	34	32	35
Hg	0,47	0,47	1,38	1,50	3,78	1,08	2,97	0,36	0,84	0,46	0,42	0,34
Granulometría (% materia seca < 2mm)	1,10	11,64	7,53	39,85	11,85	3,39	39,17	7,48	9,90	31,45	70,00	3,10
Relación C/N	6,36	10,44	12,20	11,02	10,48	9,07	11,00	12,01	12,30	11,09	12,13	15,92
Contenido enterobacterias (cfu/g)	2,76×10⁷	1,63×10⁶	<LD	<LD	<LD	4,70×10⁶	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Contenido coliformes (cfu/g)	2,16×10⁷	8,25×10⁵	<LD	<LD	<LD	1,60×10⁶	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

3.2 Aislamiento, selección del consorcio microbiano y compatibilidad en compost

A continuación, se muestran los ensayos de aislamiento de microorganismos oxidadores de NH_4^+ (A), de oxidadores de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ (B) y degradadores de COVs (ácido butírico) (C) en los medios MA, MB y MC, respectivamente a condiciones mesófilas (37°C) y termófilas (55°C). En la Figura 1, se presentan los datos de crecimiento microbiano medidos como OD₆₀₀. No se incluyen datos relativos al aislamiento en medio selectivo con el otro COV escogido (DMDS), ya que la alta toxicidad de este compuesto impidió que se alcanzaran valores representativos de OD600. Sin embargo, se observa un aumento considerable de la OD₆₀₀ al final del periodo de incubación en comparación con la registrada en la primera semana de cultivo, indicando un mayor crecimiento.

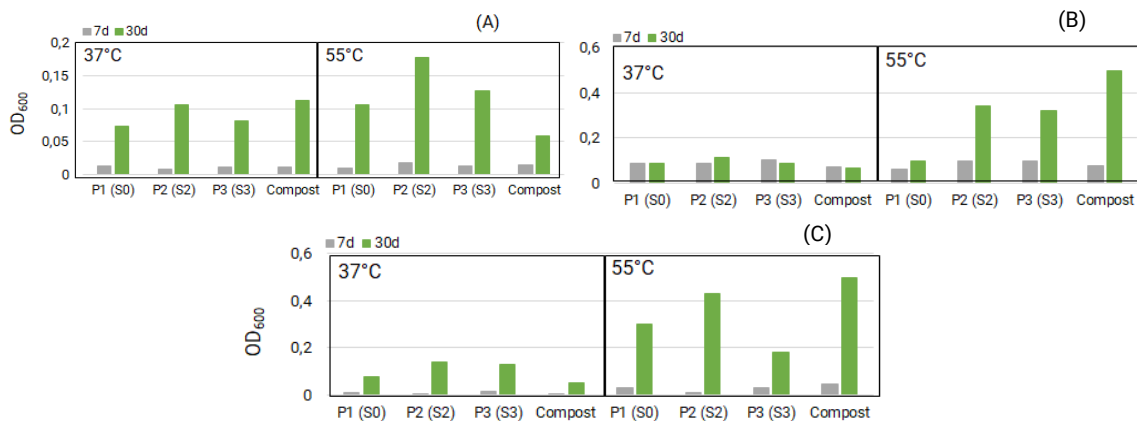


Figura 1. Evolución de la OD600 durante los ensayos de aislamiento selectivo de microorganismos oxidadores de NH_4^+ (A), de oxidadores de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ (B) y degradadores de COVs (ácido butírico) (C).

Tras la siembra de los cultivos en placa se realizó el aislamiento obteniendo 10 colonias de degradación de NH_4^+ , 10 colonias de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, 7 colonias de DMDS y 11 colonias de ácido butírico. Todas las colonias fueron sometidas a ensayos de privación de nutrientes de 48h. El ensayo mostró para las colonias de degradación de NH_4^+ , y ácido butírico una gran tolerancia a condiciones de estrés. Las colonias degradadoras de DMDS mostraron mayores los niveles de actividad tras 48h, probablemente, porque los microorganismos fueron capaces de mantener su viabilidad en el periodo de inanición. No obstante, las colonias oxidadoras de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, se mostraron especialmente vulnerables a la privación de nutrientes mostrando una actividad nula, aconsejándose reinocular el medio si se trabaja en regímenes con paradas de 48h. Finalmente, se seleccionaron los consorcios que mejores resultados obtuvieron en crecimiento y reproducción, evaluados en condiciones mesófilas y termófilas (Tabla 3).

Tabla 3. Selección del consorcio microbiano.

Grupo	Consortio 1 (37 °C)	Consortio 2 (37 °C)	Consortio 3 (55 °C)
Oxidadores de NH_4^+	Col-A6 (<i>B. intermedia</i>)	Col-A8 (<i>A. faecalis</i>)	Col-A2 (<i>Chelatococcus</i> sp.)
Oxidadores de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$	Col-S4 (<i>P. pantotrophus</i>)	Col-S5 (<i>P. aeruginosa</i>)	Col-S1 (<i>P. hermetiae</i>)
Degradadores de ácido butírico	Col-But4 (<i>P. formosensis</i>)	Col-But4 (<i>P. formosensis</i>)	Col-But7 (<i>U. thermosphaericus</i>)
Degradadores de DMDS	Col-DMDS2 (<i>B. thermoruber</i>)	Col-DMDS7 (<i>B. agri</i>)	Col-DMDS2 (<i>B. thermoruber</i>)

De los ensayos de compatibilidad consorcio-compost, los 3 consorcios fueron capaces de mantener su viabilidad por encima de 10^{10} ufc totales, tanto en ensayos mesófilos (consorcio 1 y 2), como en el ensayo termófilo (consorcio 3). El consorcio 1 y 2 mostró un mantenimiento de la viabilidad mayor al consorcio 3 y un mayor % de biodegradación (25-30%) del compost a los 30 días de inoculación. El consorcio 3 se indicó para el bioaumentado del compost, al estar formulado con microorganismos termófilos o termotolerantes.

En lo que respecta a la producción de CO_2 se obtuvieron valores aceptables en el proceso *home composting* obteniendo una cantidad cercana a 10 g de CO_2 . En el caso de los ensayos con el consorcio termófilo (consorcio 3), se produjeron más de 25 g de CO_2 en un mes de ensayo, como corresponde en un proceso de compostaje llevado a cabo a 58 °C (*industrial composting*).

3.3 Análisis del caudal de gases a tratar y diseño de biofiltro basado en lechos de compost bioaumentado

Las mediciones de gases realizadas de la planta de compostaje dieron como resultado 16 muestras representativas de olor, en las que se detectó la presencia mayoritaria de amoníaco, H_2S y COVs. Las concentraciones de gases fueron analizadas con el equipo XAM 7000 que cuantificaron concentraciones de amoníaco comprendidas entre 6-50ppm y valores puntuales de hasta 90 ppm (tras proceso de volteo). Además se registró la presencia de H_2S en concentraciones de 0-0,7ppm y compuestos COVs (cuantificados en forma de isobutanol) con concentraciones entre 0-5ppm y valores punta de 15ppm (tras el proceso de volteo). La corriente de gases (amoníaco principalmente), mostró una evolución creciente de la concentración de la semana 2 a 6 del proceso de compostaje, alcanzando la mayor emisión de compuestos odoríferos durante las semanas 4-6 coincidiendo con los procesos mesofílicos y termofílicos de las pilas. Tras la semana 6 se observó un descenso de las concentraciones de gases, hasta la semana 8, debido a la higienización de la pila.

Tras establecer los parámetros de diseño del biofiltro se construyó un sistema piloto a escala de laboratorio compuesto por 3 biofiltros de 112 mm de alto y 81 mm de diámetro (Figura 2). Se estableció un caudal de entrada (Q_{ent}) de gases de 30L/h y un tiempo de residencia (EBRT) de 60 segundos. Entre las opciones de lecho para el biofiltro analizadas, se seleccionó como biomedio la opción de compost con

poda (CPO) garantizando una granulometría mayor a 5 mm y una porosidad comprendida entre 35-40%. Se estableció un pH en torno a 5-9, un contenido en materia orgánica comprendido entre 50-60% y un porcentaje de humedad entre 40-65% que garantizase un medio óptimo para el desarrollo los consorcios seleccionados. Los rangos establecidos para los parámetros de operación fueron corroborados en el laboratorio. Actualmente, se está evaluando a escala laboratorio la eficacia de eliminación de los compuestos odoríferos individualmente (NH_3 , H_2S y como COV limoneno) empleando compost de la planta de valorización de la semana 6, el cual ha sido bioaumentado con el consorcio 1 (consorcio mesófilo que ofreció mejores resultados en matraz), y serán comparados con blancos (lechos de compost sin inóculo).

Tras optimizar el piloto en laboratorio, se realizó el diseño y construcción del biofiltro piloto semi-industrial (Figura 2) canalizando la entrada de gases mediante un ventilador que garantice la entrada de un caudal de $1.000\text{Nm}^3/\text{h}$ (representando un 1% caudal real de los gases de la planta tratados en el biofiltro instalado en la instalación a escala industrial) y un tiempo de retención de 30 segundos. El sistema cuenta con una unidad de humectación previa a la entrada de gases al biofiltro, que acondiciona el caudal de entrada. La unidad trabaja con un sistema de agua cerrado que optimiza el consumo de agua de proceso. La unidad de biofiltrado posee unas dimensiones de $2 \times 4\text{m}$ y $1,5\text{m}$ de altura y una alimentación de gases que se realiza por la parte inferior del biofiltro, garantizando la difusión y ascenso de aire a través del lecho. En la parte superior del biofiltro se han incluido unidades de aspersion que garantizan la humectación adecuada del lecho. La cantidad de agua requerida se ha calculado empleando la densidad del aire y la humedad relativa establecida en $0,0202 \text{ kg}_{\text{vapor}}/\text{kg}_{\text{aire seco}}$ (B. Mozo, 2011) obteniéndose $10,8\text{L}/\text{h}$. Además, el biofiltro cuenta con un sensor de detección de nivel automatizado que detiene el riego evitando la posibilidad de inundación. La salida de gases es monitorizada con un sensor que identifica y cuantifica el amoniaco, CO_2 , y metano.

Actualmente, se está trabajando en el escalado del proceso de bioaumentación, para la integración del lecho y validación del piloto escalado en entorno real.



Figura 2: Prototipo biofiltro a escala laboratorio (izquierda) y a escala semi-industrial (derecha).

4. Conclusiones

Se ha obtenido una caracterización de las muestras de compost procedentes de lodos de EDAR durante el proceso convencional de compostaje (semana 0-semana 10), que ha permitido estudiar la evolución de los valores de los parámetros (pH, %humedad, C/N, granulometría) durante el proceso de compostaje e identificar la diversidad microbiana durante el proceso. Entre las muestras de compost se han detectado más de 200 géneros bacterianos candidatos de formar colonias, siendo el filo *Firmicutes* predominante en un 96% durante la fase termófila.

El aislamiento de microorganismos, ha permitido aislar colonias degradadoras de compuestos de olor (NH_3 , H_2S , COVs), mediante la obtención de 10 colonias degradadoras de NH_3 , 10 colonias degradadoras

de H₂S, 7 colonias degradadoras de DMDS y 11 colonias degradadoras de ácido butírico. Los ensayos de compatibilidad colonias-compost han obtenido 3 colonias (consorcio 1 y 2 mesófilos y consorcio 3 termófilo) con potencial degradador de compuestos de amonio, sulfhídrico y COVs (causantes del mal olor) para los procesos de bioaumentación sobre compost.

Además, la caracterización de muestras de compost ha permitido seleccionar la semana 6 del proceso de compostaje, por presentar valores paramétricos que favorecen las condiciones de reproducción y crecimiento del consorcio microbiano 1, que será inoculado sobre el compost (procesos de bioaumentación) y empleado como lecho en el biofiltro.

El estudio de biomedios a escala de laboratorio ha permitido seleccionar la fracción de compost sin cribar, por ser el lecho más óptimo en términos de compatibilidad y difusión a implementar en el biofiltro piloto a escala semi-industrial, el cual ha sido diseñado y construido para el tratamiento del 1% del caudal real de gases de la planta de valorización. Actualmente, el proyecto se encuentra en desarrollo respecto a la fase de validación del piloto en entorno real y finalización del bloque IV Mejora de propiedades agronómicas del compost resultante, el cual está previsto que finalice en agosto 2023.

Agradecimientos

Los autores del artículo quieren agradecer al apoyo ofrecido por la Agencia valenciana de la innovación para llevar a cabo este proyecto el cual ha sido financiado con fondos FEDER.



Figura 3:

Logos de los organismos de financiación del proyecto.

Referencias

Estrategia Española de Economía Circular 2030. Disponible en https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/economia-circular/espanacircular2030_def1_tcm30-509532.PDF (Acceso el 07 de marzo de 2023)

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín oficial del estado, num 181 de 29 de julio de 2011. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-13046>. (Acceso el 07 de marzo de 2023)

Plan Estatal Marco de gestión de residuos (PEMAR) 2016-2022. Secretaria de estado de medio ambiente, Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/pemaraprobado6noviembrecondae_tcm30-170428.pdf (Acceso el 07 de marzo de 2023).

Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. Boletín oficial del estado, num. 262 del 1 de noviembre de 1990. Disponible en <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1990-26490> (Acceso el 07 de marzo de 2023).

Real Decreto 999/2017, del 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado. Madrid, 6 de diciembre de 2017, núm. 296, pp. 119396-119450 (Acceso el 07 de marzo de 2023).

B. Mozo Cáliz, Instalación de biofiltro en la EDAR "Guadalete" de Jerez de la Frontera para desodorización de gases, Cádiz: Universidad de Cádiz, 2011.

ECODISEÑO DE BICICLETAS A PARTIR DE RESIDUOS URBANOS DE PAPEL-PLÁSTICO, BAMBÚ Y MADERA.

Contreras Miranda, Wilver^{1*}; Owen de Contreras, Mary E.²; Maza, Juan de Dios³;
Contreras Owen, Axel Atilio⁴

¹Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño, Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado, Laboratorio Nacional de Productos Forestales, Facultad de Ingeniería Forestal y Ambiental, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.

^{2,3,4}Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño, Escuela de Diseño Industrial, Facultad de Arquitectura y Diseño, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.

*wilvercontrerasmiranda@gmail.com

Resumen

Venezuela presenta posibilidades técnicas para la elaboración de bicicletas cuyos elementos estructurales de cuadrante, marquillas, volante y rines, pueden ser manufacturados de manera semi industrial e industrial con residuos urbanos de plástico de alta densidad, cartón de envases papel-plástico Tetra Pak® o de tiras de bambú y madera provenientes del aclareo de manchas forestales, plantaciones forestales y bosques naturales. En esta área, el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño de la Universidad de Los Andes, creado en convenio con la Universidad Politécnica de Valencia, España, ha venido desarrollando una línea de productos industriales que, en su conjunto, permiten fabricar bicicletas a partir de la creación de pequeñas y medianas empresas que son parte fundamental del Modelo de Ecodiseño Conowen para el reciclaje de residuos sólidos urbanos. Las experiencias, hasta ahora teóricas, han sido desarrolladas mediante la metodología del Ecodiseño, proyectando prospectivamente mediante la representación virtual de modelado 3D, elaborando render y simulación formal y funcional; concluyéndose que es factible la elaboración de los elementos constituyentes de bicicletas con fines sociales y bajo los principios de sostenibilidad, con proyección internacional. En la actualidad la calidad de la movilidad es una gran necesidad para los ciudadanos venezolanos, afectados por grave crisis política, económica y socioproductiva.

Palabras clave: Renderización, Ecoeficiencia, productos sostenibles, Ecología Industrial.

1. Introducción

A finales de la década de los años ochenta, acontece el inicio de la implementación del Ecodiseño en el desarrollo de productos industriales aplicando principios respetuosos con el medio ambiente, manteniéndose los métodos tradicionales de representación de 2D y maquetado con materiales rígidos de cartón o plástico. La década de los años noventa vendrá a ser la de los cimientos de los avances de hardware y software en toda la sociedad mundial. Pero serán las primeras décadas del siglo XXI, el tiempo en que con el desarrollo de software, herramientas y equipos de computación, la civilización alcance los impresionantes avances del mundo virtual y digital; llegando en la actualidad, al inicio de la Inteligencia Artificial, considerada como el más importante avance de la humanidad en materia de comunicación desde la creación de la imprenta. De ahí que, el diseño industrial haya encontrado en la ciencia de informática diversos procedimientos de representación gráfica volumétrica para el modelado del Ecodiseño de productos industriales prácticamente inimaginables en su calidad realística, como pueden ser las herramientas de Modelado 3D con Inventor, Blender, Fusión 360 y, para el renderizado se utilizan

los softwares de Keyshot y Blender. Así como también, se han desarrollado para el modelado en diseño y arquitectura otros como el Rhinoceros 3D, Modo, Zbrush, Cinema 4D, Autodesk 3ds Max o el Autodesk Maya afiliado a 3dmax y uno de los programas de modelado más potentes del mercado.

De ahí que, el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño de la Universidad de Los Andes y creado en convenio con la Universidad Politécnica de Valencia, España, desde el año 2009 haya encontrado en los software de modelado y simulación antes mencionados, el mejor vehículo digital para la interpretación y representación en 2D y 3D de los distintos productos de Ecodiseño desarrollados en las áreas temáticas de Conowen, entre otros, referidos a productos industriales ecoinnovadores, como: sistemas constructivos de viviendas sociales, productos forestales, cocinas solares, equipos de tratamientos de agua potable, mobiliario o bicicletas manufacturadas con tableros contrachapados de papel-plástico, madera o bambú. Este último, es la razón de ser del presente trabajo, donde el reciclaje de residuos sólidos urbanos son pilares de la propuesta.

El haber evolucionado y ampliado los horizontes de la forma habitual de cómo se realizaba el diseño industrial con el dibujo técnico y maquetado manual, al proceso innovador del Ecodiseño y la Ecoeficiencia de procesos y servicios, efectuados con medios informáticos, ha sido un salto que ha venido a cambiar significativamente la forma de enseñanza en los talleres de las escuelas universitarias y en los talleres de los profesionales en su libre ejercicio profesional; así como la relación entre profesor – alumno, diseñador-cliente-usuario, entre otros. La incertidumbre actual, es la preocupación existente en los posibles impactos negativos que pudiera llegar a generarse con el desarrollo de la Inteligencia Artificial, donde con claros requerimientos técnicos de mercado, estilo, costo, materiales y procesos, ésta realiza los diseños de los productos solicitados en pocos segundos. Queda en la incertidumbre lo positivo en lo racional en materia de tiempos y costos, pero preocupante la ética y las capacidades creativas reales de los diseñadores y posible deshumanización del diseño industrial como disciplina.

2. Metodología

El proceso técnico del modelado de los distintos e innovadores diseños industriales de bicicletas obtenidos a partir de residuos urbanos de laminados de papel-plástico (Tetra pak®), bambú y madera, se basó en la implementación del Diseño Ambientalmente Integrado propuesto por Contreras Miranda et al. (2010). El mismo se sustenta metodológicamente en la secuencia de los siguientes pasos: 1. Definición del problema e interacción necesidad-nicho de mercado para la satisfacción de los requerimientos de diseño-costos-procesos industriales-materiales, entre otros, solicitados por el cliente contratante; 2. Generación de alternativas según la caracterización de formas, sistemas constructivos, materiales; 3. Cribado de alternativas por método Análisis de Ciclo de Vida Coclowen-simplificado; 4. Selección de la mejor alternativa de diseño industrial; 5. Realización de ACV Coclowen-complejo; 6. *Desarrollo de representación virtual de 2D, 3D Modelación* (fase del presente trabajo en el cual se han empleado los software Auto Cad, Inventor, Revit) y simulación; 7. Chek list (Chequeo de cumplimiento de requerimientos); 8. Realización de Prototipado; 8. Desarrollo de Pre-series; 9. Producción industrial; 10. Uso; 11. Disposición final-cierre ciclo de vida por reciclaje, reutilización, vertedero.

En lo que respecta a la propuesta de aprovechamiento de residuos sólidos urbanos para la creación, en Venezuela, de micros, pequeñas y medianas empresas para la manufactura de productos sostenibles, caso de tableros contrachapados para la constitución de los elementos estructurales que componen el cuerpo de las bicicletas, se toman los principios definidos por Contreras Miranda et al. (2016). Por su parte, el desarrollo pragmático que define la resistencia de la calidad de las líneas de cola de los tableros contrachapados obtenidos de los residuos sólidos urbanos de Tetrapak® y otros materiales, han sido sustentados de manera positiva en los resultados obtenidos por Contreras y Rondón (2016)(Figuras 1 y 2); mientras que los tableros manufacturados con madera, adhesivo Fenol Formaldehído (FF) e Isocianato, sustentan su calidad estructural en los trabajos realizados por Barrios et al. (2000), y los de tiras de bambú-caña brava con FF desarrollados por Contreras Miranda y Owen de C. (1997).

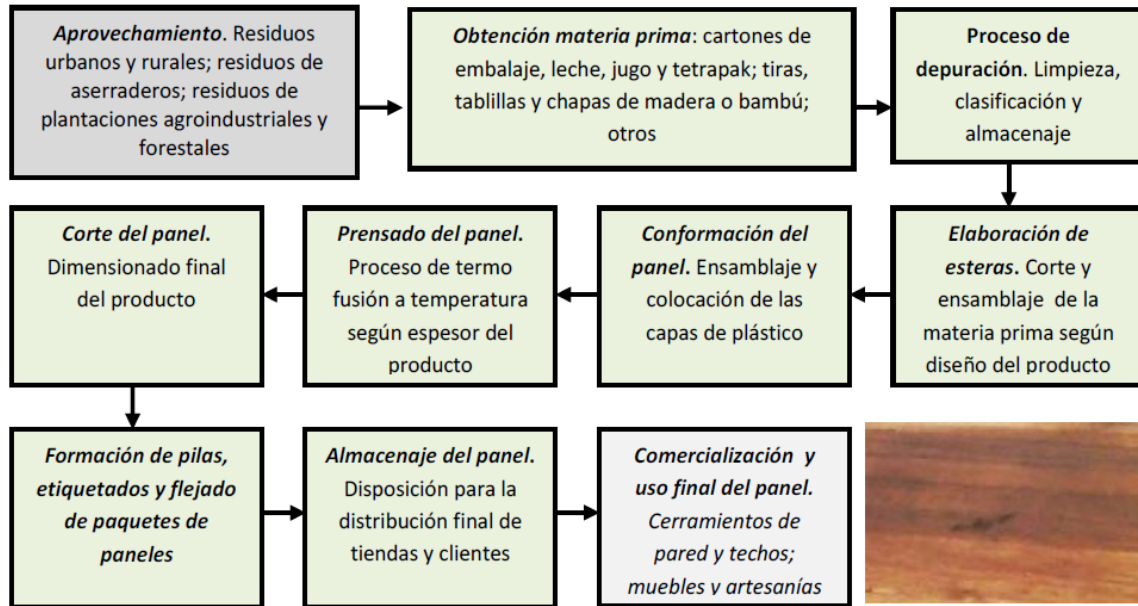


Figura 1. Proceso de manufactura de los tableros realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetrapac®), bambú y madera. Fuente: Contreras Miranda y Rondón (2016).



Figura 2. Muestra fotográfica de algunos de los tableros homogéneos y contrachapados en los cuales se sustenta la propuesta de fabricar, en Venezuela, los diferentes componentes de las bicicletas Coclowen a ser realizadas con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetra Pak®), bambú y madera; en dimensiones comerciales con espesores desde los 3 mm hasta 15 mm y en modulación desde el los 1000 mm hasta los 3000 mm. Fotografías: Tetra Pak (2023); Contreras Miranda y Rondón (2016); Made in China (2023).

3. Resultados y Discusión

3.1. Importancia del proceso de modelado en el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño. El Modelado ha venido a contribuir con la mejora y Ecoeficiencia de los procesos creativos y metodológicos, durante la creación e innovación de productos manufacturados industrialmente. En el diseño industrial y el Ecodiseño de productos, al hacer uso del modelado digital en la organización, ha permitido agilizar procesos de representación en 2D y 3D para diseñarlos, estudiar su comportamiento y mejorarlos; o que a partir de los existentes, se generen rediseños o la obtención de un nuevo producto. En este sentido, se logró una mejor interpretación y creación de nuevos o modelos de sistemas reales de bicicletas en los tres

materiales; racionalizando materiales y procesos de manufactura, permitiendo visualizar escenarios de costos, nichos de mercado; además de propiciar a un menor costo y rapidez la promoción y consolidación de estrategias de marketing personalizado y digital, por lo convincente de la calidad de los planos, detalles constructivos y renders de las bicicletas, que entre otros modelos, se presenta en esta oportunidad las Ecobicicletas Akua-Talataa: Conowen+Maza (Figuras 3, 4, 5, 6). Al implementar la modelación en la metodología del Diseño Ambientalmente Integrado de las bicicletas, la dependencia universitaria ha podido estructurar con mayor fortaleza y claridad el Triángulo de la Sostenibilidad de la propuesta de una pequeña o mediana empresa para ser localizada en el Sur del lago de Maracaibo, específicamente en la ciudad de El Vigía, estado Mérida, Venezuela, contribuyendo a predecir, comparar y optimizar el comportamiento de sus procesos de modelado y simulación en un tiempo muy breve; sin el coste, ni el riesgo de llevarlos a cabo, haciendo posible la representación de los productos, procesos, recursos, productos y servicios en un modelo dinámico.

Al analizar las ofertas de bicicletas en el ámbito internacional y venezolano, se puede resaltar que las propuestas de bicicletas obtenidas tienen alto valor creativo y se presentan como un nuevo paradigma por ser ecoinnovadora en su Ecodiseño, su alta estética, funcionalidad y el empleo de una tecnología basada en tableros contrachapados realizados a partir de materiales de reciclaje de residuos urbanos como el papel-plástico (Terta Pak®), y tiras de madera y bambú provenientes de aclareo y procesos de reciclaje de aserraderos.

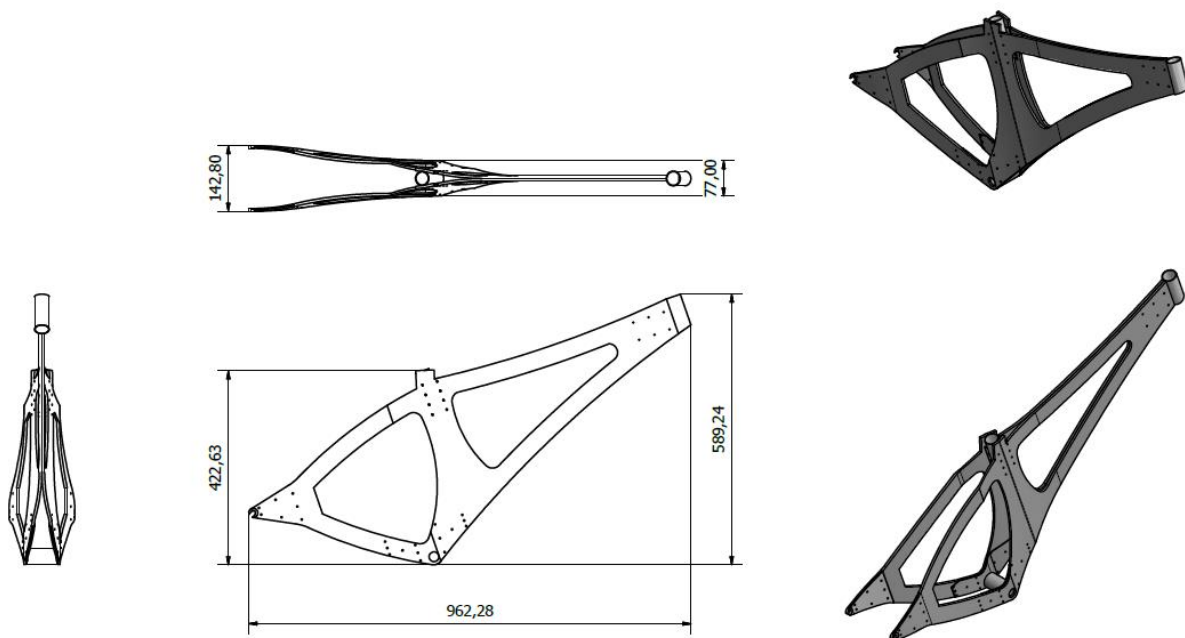


Figura 3. Representación - Modelado del cuadro estructural de la Ecobicicleta Akua: Conowen+Maza realizado en Inventor®, a ser manufacturada mediante el uso de los tableros realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetrapac®), bambú y madera. El producto industrial cuenta con protección de Registro Legal en Venezuela. Fuente: Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño-Conowen.



Figura 4. Modelado o render realizado en software Inventor© de la Ecobicicleta Akua: Conowen+Maza a ser manufacturada su cuadro, manubrio, farquilla y con proyección a los rines, mediante el uso de los tableros realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetrapac©), bambú y madera. El producto industrial cuenta con protección de Registro Legal en Venezuela. Fuente: Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño-Conowen.

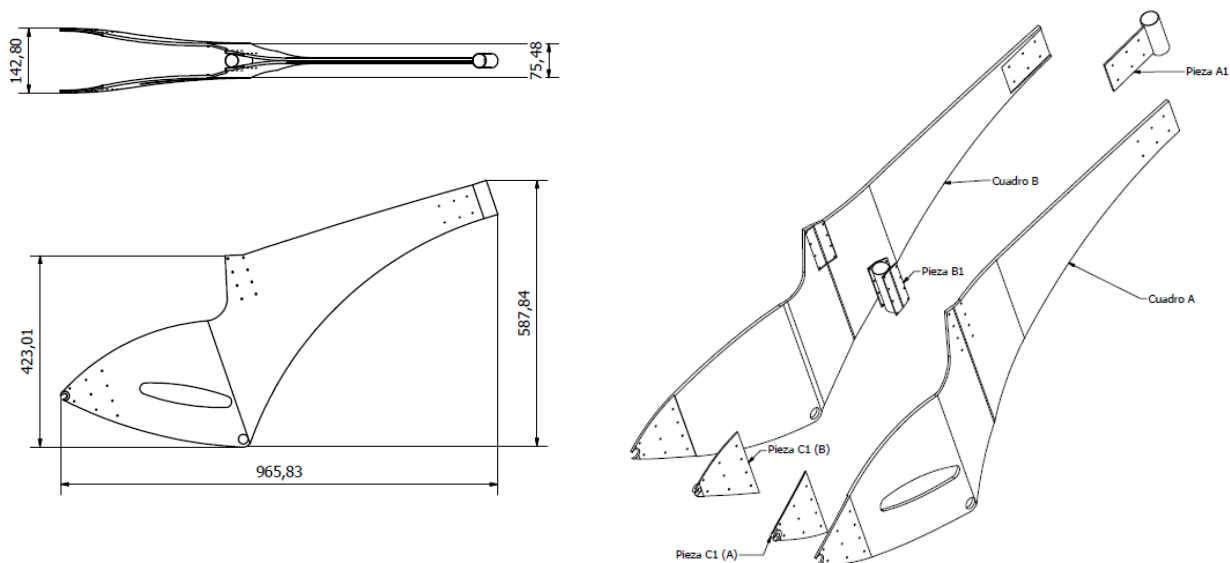


Figura 5. Representación - Modelado del cuadro estructural de la Ecobicicleta Talataa: Conowen+Maza realizado en Inventor©, a ser manufacturada mediante el uso de los tableros realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetrapac©), bambú y madera. El producto industrial cuenta con protección de Registro Legal en Venezuela. Fuente: Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño-Conowen.



Figura 6. Modelado o render realizado en software Inventor© de la Ecobicileta Talataa: Conowen+Maza a ser manufacturada su cuadro, manubrio, farquilla y con proyección a los rines, mediante el uso de los tableros realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetrapac©), bambú y madera. El producto industrial cuenta con protección de Registro Legal en Venezuela. Fuente: Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño-Conowen.

3.2. Alcances realísticos de las propuestas Conowen de bicicletas de tableros de papel-plástico, madera y bambú. Como se expuso en la metodología, existen claras evidencias científicas y tecnológicas en la demostración de la factibilidad técnica de los tableros contrachapados realizados con laminados de papel-plástico (Tetra Pak©) proveniente del reciclado de residuos urbanos; y de tiras de de madera y bambú obtenidos mediante procesos de aclareo de plantaciones forestales venezolanas, específicamente, las 1000 hectáreas localizadas en el municipio Alberto Adriani del estado Mérida, así como del reciclaje de costaneras de los productos primarios de los aserraderos.

En las últimas dos décadas Venezuela ha estado sometida a una grave crisis política, militar y socioeconómica, que en la actualidad presenta niveles de ayuda humanitaria internacional. El deterioro del sistema productivo nacional y la hiperinflación económica, los altos costos y limitadas posibilidades de conseguir combustible, deterioro de los sistemas de transporte público, entre otros, hacen factible el desarrollo de pequeñas y medianas empresas comunitarias o privadas para la elaboración de medios de movilidad alternativos. La construcción de bicicletas a bajos precios y con altos niveles de calidad de Ecodiseño, es una acción prioritaria que permitiría solventar la movilización ciudadana, bienes y servicios.

Ante ello, la propuesta de creación en la ciudad de El Vigía de una pequeña o mediana fábrica de Ecobicicletas Conowen, cuyos elementos estructurales del cuadro, manubrio, farquillas y rines pueden ser realizados con materiales reciclados, entre otros, papel-plástico (Tetra Pak©), bambú y madera. Además, encuentra en medio de la profunda crisis país, alta viabilidad por existir la materia prima proveniente del reciclaje de los envases fabricados con los materiales antes definidos y de procesos industriales de bajo impacto y tecnología; interés de empresarios privados y del ejecutivo nacional por financiar la

consolidación de la empresa; mano de obra profesional calificada para alcanzar la calidad estructural y seguridad en el tiempo de los tableros contrachapados, así como del desarrollo de variantes de diseños de bicicletas con otros fines para transporte con dispositivos de parrillas y empaquetados laterales; y finalmente, la existencia de un amplio nicho de mercado que garantiza la demanda en el tiempo.

Al implementar la metodología de Análisis de Ciclo de Vida-Clocowen Simplificado según lo especificado en la Norma ISO 14040:2006, se logró determinar que las bicicletas de bambú respecto a los proyectos de Ecodiseño de bicicletas de tableros contrachapados de Tetra Pak® y tiras de madera, ya que arrojaron la mejor en la Puntuación Única (PU) del Sistema Producto. Eso debido a sus grandes prestaciones y beneficios en cada una de las dimensiones que conforman el Desarrollo Espiritual, Humano y Sostenible: social, económica, ambiental, político-institucional, tecnológica y espiritual.

4. Conclusiones

Se expone la exitosa experiencia e importancia que ha venido a tener el modelado digital realizado con el software Inventor® para el desarrollo de la propuesta de diseño industrial de los modelos *de Ecobicicletas Akua-Talataa Conowen+Maza* que, entre otros modelos de bicicletas, ha permitido en el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño, un mayor dinamismo, ahorro económico y menores tiempos de trabajo, Ecoeficiencia de procesos del Diseño Ambientalmente Integrado y Ecodiseño de productos industriales con criterios de sostenibilidad; especialmente con la propuesta de hacer uso de tableros contrachapados del reciclaje de residuos sólidos urbanos de papel-plástico (Tetra Pak®) tiras de madera y bambú.

El modelado de la serie de Ecobicicletas Conowen+X, que han sido desarrolladas a través del Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño, ha permitido dinamizar el proceso de protección intelectual del Depósito Legal; y aumentar su promoción en procura de conseguir inversionistas públicos o privados para montar una pequeña o mediana planta industrial en la ciudad de El Vigía, capital del municipio Alberto Adriani del estado Mérida. Lo anterior, es en virtud de que en los predios rurales de la municipalidad existen plantaciones de teca y melina, así como manchas aisladas de bambú y la generación de suficientes residuos de papel-plástico de emvasado de alimentos y bebidas, que garantizan la demanda de materia prima para la manufactura de los tableros laminados y contrachapados.

Finalmente, vale resaltar que la importancia del trabajo viene a proyectar el rol del Ecodiseño en la generación de nuevos productos industriales con criterios de sostenibilidad; dinamizar la generación de nuevos paradigmas de emprendimientos industriales en el estado Mérida y contribuir con fortalecer la economía y generación de nuevos puestos de trabajo, donde los diseñadores industriales con el dominio de software de modelación y simulación, contribuirán con fortalecer la dinámica industrial y de marketing de la empresa.

Agradecimientos

Los autores hacen especial agradecimiento a todos los estudiantes del nivel de Pasantía de la Escuela de Diseño Industrial de la Facultad de Arquitectura y Diseño de la Universidad de Los Andes, que con su paso por el Laboratorio de Sostenibilidad y Ecodiseño, permitieron desarrollar a detalle la representación en 2D y 3D de las bicicletas sostenibles y otras líneas de productos industriales que son de gran necesidad para la sociedad venezolana.

Referencias

Revista: Contreras Miranda, W., Cloquell, B.V., Cloquell, B.V.A., Owen de C., M.E., Rondón S., M.T., Guzmán, M.L., Moreno, S.A., 2010. Desde el paradigma de la Ecología Industrial hasta su nueva estrategia metodológica para alcanzar productos, procesos y servicios sostenibles, el Diseño Ambientalmente Integrado. Ecodiseño y Sostenibilidad. 1(1), 13–36.

Revista: Contreras Miranda, W., Owen de C., M.E., 2021. Análisis de Ciclo de Vida Clowen de la bicicleta manufacturada en cañas de bambú Modelo Conowen + Valera: Libertad 3. Designo. 6, 64–81.

Revista: Contreras Miranda, W., Owen de C., M.E., 1997. Elaboración de un elemento estructural laminado, tipo Parallam, con tiras de caña brava *Gynerium sagittatum* y adhesivo fenol - formaldehído. Forestal Venezolana. 41 (1), 29–36.

Revista: Contreras Miranda, W., Owen de C., M.E., Rondón S., M.T., Contreras, O.A.A., Contreras, A.S., 2016. El Ecodiseño en un modelo sistémico de sostenibilidad para el aprovechamiento de los residuos urbanos y rurales. Designo. 2, 32–71.

Revista: Contreras Miranda, W., Rondón S., M.T., 2016. Evaluación de uniones en tableros contrachapados de madera de pino Caribe unidos por material reciclado de polietileno y poliuretano termo fundido. Forestal Venezolana. 60, 17–32.

Revista: Barrios, E., Encinas, O., Contreras Miranda, W., Rivera, A., 2000. Evaluación de los efectos de las sales CCA sobre la línea de cola en probetas hechas con pino Caribe utilizando resina fenol Formaldehído e Isosianato. Forestal Venezolana. 44(1), 17–26.

Web: Made in China, 2023. Madera y Madera contrachapada/Bambú. https://es.made-in-china.com/co_pxbamboo/product_FSC-Natural-Bamboo-Plywood-Bamboo-Board-Bamboo-Panels-and-Planks-for-Furniture-and-Cabinet-Kitchen-Top-and-Houswares-Crafts-Making_hroehiehy.html (acceso 25/03/2023).

Web: Tetra Pak, 2023. Acerca de Tetra Pak. <https://www.tetrapak.com/es-cl/about-tetra-pak> (acceso 25/03/2023).