

# Aprovechamiento energético de residuos sólidos

Antonio Gallardo Izquierdo  
Francisco José Colomer Mendoza  
Roel Campos Rodríguez  
Dagoberto Arias Aguilar  
(editores)



# **APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE RESIDUOS SÓLIDOS**

**Antonio Gallardo Izquierdo, Francisco José Colomer  
Mendoza, Roel Campos Rodríguez  
y Dagoberto Arias Aguilar (editores)**

## BIBLIOTECA DE LA UNIVERSITAT JAUME I. Datos catalográficos

Nombres: Gallardo Izquierdo, Antonio, editor literario | Colomer Mendoza, Francisco José, editor literario | Campos Rodríguez, Roel, editor literario | Arias Aguilar, Dagoberto, editor literario | Universitat Jaume I. Publicaciones, entidad editora

Título: Aprovechamiento energético de residuos sólidos / Antonio Gallardo Izquierdo, Francisco José Colomer Mendoza, Roel Campos Rodríguez, Dagoberto Arias Aguilar (editores)

Descripción: Castelló de la Plana : Publicaciones de la Universitat Jaume I. Servicio de Comunicación y Publicaciones, [2019] | Colección: Medi ambient ; 10 | Incluye referencias bibliográficas

Identificadores: ISBN 978-84-17429-59-1 (UJI : papel) | ISBN 978-9930-541-41-8 (Costa Rica : papel)

Materias: Residuos (Combustible) | Residuos -- Recuperación

Clasificación: CDU 662.65 | CDU 628.477 | IBIC RNH



Publicaciones de la Universitat Jaume I es una editorial miembro de la UNE, hecho que garantiza la difusión y comercialización de sus obras en los ámbitos nacional e internacional. [www.une.es](http://www.une.es).



Este texto está sujeto a una licencia Reconocimiento-CompartirIgual de Creative Commons, que permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra siempre que se especifique el autor y el nombre de la publicación incluso con objetivos comerciales y también permite crear obras derivadas, siempre que sean distribuidas con esta misma licencia. <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/legalcode>

© Del texto: Los autores, 2019

© De la presente edición: Publicaciones de la Universitat Jaume I, 2019

Edita: Publicaciones de la Universitat Jaume I. Servicio de Comunicación y Publicaciones  
Campus del Riu Sec. Edificio Rectorado y Servicios Centrales  
12071 Castelló de la Plana  
<http://www.tenda.uji.es> e-mail: [publicacions@uji.es](mailto:publicacions@uji.es)

TEC. Tecnológico de Costa Rica  
<http://www.tec.ac.cr>

ISBN pdf: 978-84-17429-60-7

DOI: <http://dx.doi.org/10.6035/MediAmbient.2019.10>

Los autores agradecen al Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) la ayuda concedida por medio del proyecto 715RT0494 Red Iberoamericana en Gestión y Aprovechamiento de Residuos.

# ÍNDICE

---

## Presentación

### CAPÍTULO 1

#### Generalidades de la valorización de residuos

##### 1.1. Tecnologías para el tratamiento de residuos con recuperación de energía

#### Introducción

Aprovechamiento de RS con digestión anaerobia (DA)

Clasificación de biodigestores

Aprovechamiento de RS con gasificación

Gasificación convencional

Gasificación por plasma

Caso de estudio: comunidades rurales de Ensenada, México

Conclusiones

Agradecimientos

Bibliografía

### CAPÍTULO 2

#### Valorización energética a partir de tratamientos térmicos

##### 2.1. Producción de combustibles sólidos a partir de residuos domiciliarios

#### Introducción

Tratamiento de los residuos domiciliarios

- Plantas de tratamiento mecánico biológico de RD

Los combustibles sólidos recuperados

Procesos de tratamiento térmico de los residuos

- Combustión controlada
- Pirólisis
- Gasificación
- Tecnología de plasma
- Recuperación vs. eliminación

Aplicaciones

- Análisis de los costes de gestión de los rechazos generados en una PRC
- Análisis comparativo del aprovechamiento energético de los rechazos producidos en la totalidad de las plantas de tratamiento de RD en España

Bibliografía

## **2.2. Cuantificación de residuos forestales para el aprovechamiento energético en núcleos de producción forestal**

### **Introducción**

#### **Biomasa forestal**

- Tipos de biomasa

#### **Dendroenergía**

- Cadena de producción: las astillas
- Hacia un mayor valor agregado: las briquetas
- El biocombustible sólido por excelencia: los pellets
- Procesos de conversión de la biomasa en energía

#### **Biomasa forestal residual**

- Uso de biocombustibles en las industrias

### **Resultados**

#### **Predicción de los residuos de biomasa a partir de ecuaciones**

#### **Estimaciones de biomasa a partir de las diferentes coberturas**

#### **Disponibilidad de biomasa forestal**

#### **Uso de los biocombustibles en el área de estudio**

- Uso de calderas
- Mercado potencial de la biomasa forestal

### **Conclusiones**

### **Recomendaciones**

### **Bibliografía**

## **CAPÍTULO 3**

### **Valorización de residuos con fines agroalimentarios**

#### **3.1. Aprovechamiento y valorización de residuos de poda de cítricos. Proyecto Life Ecocytric**

### **Introducción**

#### **Descripción del proceso**

- Sistema de recogida
- Sistema de separación
- Sistema de secado
- Sistema de triturado-pelletizado

#### **La biomasa-biocombustible**

- La biomasa como recurso energético
- Obtención de la biomasa

#### **Aceites esenciales**

- Sistema de destilación

#### **Pienso para animales**

#### **Descripción de los procesos**

#### **Diseño del sistema de secado**

- Cantidad de residuo por procesar

- Requerimientos térmicos de la cámara de secado
- Cálculo de las necesidades de combustible del generador

### **Caracterización de los residuos de poda**

- Características de la astilla
- Características de la hoja

### **Estudio de viabilidad económica**

### **Bibliografía**

## **3.2. Aprovechamiento de residuos sólidos por medio de compostaje**

### **Introducción**

- Aprovechamiento de residuos biodegradables
- Compostaje como alternativa de aprovechamiento
- Proceso de compostaje
- Unidades experimentales
- Temperatura
- Volumen fase de compostaje
- pH
- Variables cualitativas
- Eficiencia
- Rendimiento

### **Calidad del compost generado**

- Calidad nutricional

### **Estabilidad y madurez del compost final**

- Estabilidad
- Madurez

### **Conclusiones generales**

### **Bibliografía**

## **CAPÍTULO 4**

### **Valorización de residuos a partir de biometanización**

#### **4.1. Aprovechamiento energético de pañales desechables usados**

### **Introducción**

### **Impacto ambiental de los pañales desechables**

### **Generación de pañales desechables como residuos**

### **Opciones de manejo para los pañales desechables usados**

### **Valorización energética de residuos por procesos anaerobios**

### **Valorización energética de pañales desechables usados**

### **Resultados**

- Etapa 1. Fermentación oscura
- Etapa 2. Digestión de sólidos fermentados
- Comparación con la digestión anaerobia de pañales desechables usados

### **Conclusiones**

## **Bibliografía**

### **4.2. Valoración energética de los residuos sólidos orgánicos a partir de la digestión anaerobia en la zona norte de Bolívar**

#### **Introducción**

#### **Metodología**

#### **Componentes y producción de los residuos orgánicos**

#### **Evaluación de la factibilidad de la implementación del proceso a los residuos del departamento**

#### **Resultados. Composición física de los residuos sólidos orgánicos**

#### **Cantidad de residuos orgánicos**

#### **Composición química de los residuos generados**

#### **Cantidad de biogás**

#### **Producción total de biogás**

#### **Evaluación de subproductos obtenidos**

#### **Utilización de la energía producida**

#### **Conclusiones**

#### **Bibliografía**

### **4.3. Generación y aprovechamiento de biogás a partir de residuos sólidos urbanos y agroindustriales en la provincia de Mendoza, Argentina**

#### **Introducción**

#### **Biomasa**

- Origen de la energía de la biomasa
- La biomasa y sus formas
- Bioenergía
- Digestión anaeróbica
- Biogás
- Bioabono

#### **Diseño de biodigestores**

- Principales elementos que componen un biodigestor
- Clasificación de biodigestores
- Tipos de biodigestores según construcción

#### **Marco legal de la energía renovable en Argentina**

#### **Nueva ley de energía renovable**

#### **Proyectos de biogás en Argentina**

- Biodigestor en la municipalidad de Cerrito, Entre Ríos
- Planta de biogás Yanquetruz
- Biogás del relleno sanitario del CEAMSE

#### **Experiencias de obtención de biogás a partir de residuos en el CEIRS**

#### **Bibliografía**

## **4.4. Producción de biogás mediante biodegradación acelerada de residuos sólidos urbanos**

### **Introducción**

- Biodegradación de los residuos sólidos urbanos

### **Productos del relleno sanitario**

### **Degradación acelerada de los RSU**

### **Casos de estudio en México**

### **Bibliografía**

## **CAPÍTULO 5**

### **Producción de biogás en vertederos controlados**

#### **5.1. Caso exitoso de superación de desafíos para la transformación de residuos en una energía limpia**

### **Introducción**

### **Modelo de producción de biogás**

### **Proceso técnico**

- Pozos de biogás
- Antorcha
- Pretratamiento de biogás
- Motores de generación eléctrica
- Generación de electricidad
- Equipos de limpieza de gases de escape
- Transmisión

### **Mediciones y seguimientos**

- Marco regulatorio
- Normativa medioambiental
- Normativa eléctrica

### **Aspectos económicos**

### **Desafíos enfrentados**

- Operación y desarrollo del relleno sanitario
- Pozos de biogás
- Pretratamiento de biogás
- Motores y generación de electricidad
- Tratamiento de gases de escape
- Transmisión

### **Conclusiones**

### **Bibliografía**

#### **5.2. Cuantificación de las emisiones de metano en sitios de disposición para residuos sólidos urbanos para evaluar el potencial energético**

### **Introducción**



- Fundamentos de la generación de biogás
- Tipos de sitios de disposición de RSU

### **Resultados**

- Descripción del sitio de estudio
- Monitoreo del biogás en el sitio de estudio
- Emisiones a través de los tubos de venteo
- Emisiones superficiales
- Proporción de emisiones puntuales y superficiales
- Emisiones totales en el sitio de estudio

### **Conclusiones**

### **Agradecimientos**

### **Bibliografía**

## PRESENTACIÓN

El principio de jerarquía de residuos se plantea como uno de los elementos estratégicos en la gestión ambiental a nivel mundial. Las políticas y la legislación de los países deben ir encaminadas en primer término a prevenir la generación de residuos, es decir, a evitar que el residuo se produzca. No obstante, se siguen generando residuos cada vez en mayor cantidad, por lo que las medidas de recuperación y reciclaje se establecen como la segunda opción. De este modo, los residuos podrían convertirse en subproductos o materias primas de un proceso productivo e industrial más o menos complejo. El éxito de la recuperación y el reciclaje está basado en la separación de los residuos en origen mediante fracciones, para lo cual es necesario una elevada conciencia ambiental en la sociedad o bien medidas coercitivas desde las administraciones públicas que obliguen a disgregar los residuos en el lugar de generación. Sin embargo, en todos los países no existe esta concienciación ambiental y en algunas regiones las medidas coercitivas resultan inviables. Por otro lado, aun en el caso de que se cumplan las premisas anteriores, se siguen generando cantidades considerables de residuos, fundamentalmente por la dificultad técnica de su recuperación y/o reciclaje o por la escasa rentabilidad económica o medioambiental.

En este escenario, se plantea un cuarto escalón en la jerarquía de gestión de residuos: la valorización. Mediante esta acción se consigue dar valor a lo que inicialmente era un rechazo o un residuo. Este valor puede consistir en generar energía mediante tratamientos térmicos, por un lado, a partir del poder calorífico contenido en los residuos y, por otro lado, a partir de la fermentación de la fracción biodegradable puede producirse biogás, si la fermentación es anaeróbica, o fertilizante si la fermentación es aerobia. Otra opción sería cambiar las propiedades físicas del biorresiduo para convertirlo en alimento. En cualquier caso, las opciones de valorización son preferibles a la eliminación del residuo en vertedero.

Sin embargo, aunque el residuo se deposite en vertedero, hay técnicas para optimizar la generación y el aprovechamiento del biogás que se genera como consecuencia de la fermentación anaeróbica de los biorresiduos depositados.

Así pues, en este libro se presentan varias experiencias basadas en la valorización de residuos. En el primer capítulo, a modo introductorio, se describe una investigación bibliográfica que analiza las características, operación, capacidades y aspectos económicos de las distintas tecnologías que permiten recuperar energía de los residuos. Algunas de estas tecnologías se utilizan en las experiencias de los siguientes temas.

En el segundo capítulo se recogen dos investigaciones sobre producción de combustibles. En la primera se describe la transformación del rechazo procedente de las plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos en un combustible sólido, apto para su uso en industria o plantas de generación de energía. En la segunda se

estudia el potencial energético de los residuos forestales como fuente de energía a partir de su combustión.

En el tercer capítulo se resumen dos experiencias de valorización de residuos con fines agroalimentarios. En algunas ocasiones, el sector agrícola, debido a la heterogeneidad en la generación, la estacionalidad y la baja rentabilidad, no suele aplicar medidas de valorización, a pesar de contar con una tipología de residuos con un gran potencial como subproducto. A partir de los residuos agrícolas se pueden obtener distintos bienes, ya sea como biomasa, pienso para herbívoros o esencias. Por otro lado, la fertilización de los cultivos a partir de bioresiduos fermentados aeróbicamente puede suponer una mayor rentabilidad en las explotaciones, una minimización del impacto ambiental e incluso una mejor calidad en las cosechas.

En el cuarto capítulo se describe otra de las formas básicas de valorización, conocida como biometanización. Está basada en la fermentación anaeróbica de los biorresiduos, para obtener un biogás combustible como resultado. El hecho de realizar una fermentación controlada puede optimizar la producción de metano, lo que evita emisiones incontroladas y reduce el volumen de residuos. Algunas experiencias en biometanización ya se han visto desarrolladas ampliamente en otras investigaciones. Sin embargo, en este capítulo se muestran algunos trabajos sobre tratamientos anaerobios en un tipo de residuos no experimentado hasta la fecha, experiencias sobre la viabilidad de realizar operaciones de biometanización en unas regiones concretas o con procesos innovadores.

Por último, en el quinto capítulo se presentan dos experiencias de generación de biogás en vertederos controlados. La eliminación controlada en vertedero puede conllevar el aprovechamiento del biogás generado en la fermentación anaerobia de los biorresiduos, de manera que favoreciendo las condiciones de operación puede contabilizarse, maximizarse y mejorar el aprovechamiento de este biogás.

# Capítulo 1

---

## Generalidades de la valorización de residuos

## 1.1. Tecnologías para el tratamiento de residuos con recuperación de energía

Quetzalli Aguilar-Virgen, qaguilar@uabc.edu.mx

Paul Taboada-González, ptaboada@uabc.edu.mx

José Luis González Vázquez, jose.gonzalez@uabc.edu.mx

*Universidad Autónoma de Baja California (México)*

### INTRODUCCIÓN

Actualmente, la generación de electricidad en gran parte de los países del mundo se hace empleando combustibles fósiles. Esta posible situación de futuro es insostenible porque estos recursos (petróleo, gas natural, carbón) son finitos y sus procesos de extracción son altamente contaminantes. Por tanto, para asegurar el suministro de la energía eléctrica y cubrir la demanda energética futura de una forma menos agresiva para el medio ambiente, es necesario desarrollar nuevas formas y estrategias de generación.

Una opción viable para esta demanda creciente de energía podría ser cubierta con residuos, ya que existe una amplia gama de tecnologías para tratar los residuos como un recurso energético. Xiong et al. (2016) exponen los procesos de tratamiento de residuos y recuperación de energía que se engloban dentro de lo que actualmente se denomina la frontera sistema wTE (*Waste-to-Energy*, por sus siglas en inglés –residuos-a-energía–). wTE maneja el remanente de los RSU no reciclables e incluye actividades tales como reducción de volumen, recuperación de productos energéticos y tratamientos residuales. En este sentido, Baran et al. (2016) y Soltani et al. (2016) exponen que el wTE puede ayudar a deshacerse tanto de los problemas de escasez de electricidad como los de gestión de residuos.

Los métodos actuales de tratamiento de residuos se pueden categorizar en tres tipos (figura 1.1): tratamientos térmicos, tratamientos biológicos y rellenos sanitarios. Tan et al. (2015) y Tozlu et al. (2016) exponen que las opciones para el tratamiento térmico de wTE usan altas temperaturas para convertir materia prima de residuos en electricidad, calor y productos de valor agregado. El tratamiento biológico de wTE convierte los residuos orgánicos en energía a modo de combustibles líquidos o gaseosos mediante el uso de agentes biológicos. El relleno sanitario con recuperación de gas metano ( $\text{CH}_4$ ) también puede generar electricidad y calor por medio de turbinas. El uso del contenido energético de los residuos podría ser una de las principales ideas de progreso.

Scarlat et al. (2015) mencionan que el potencial global de la energía de los residuos se puede estimar en 8-18 EJ/año en 2010, lo cual podría llegar a 13-30 EJ en

2025; si se considera un poder calorífico de los residuos municipales entre 6 y 14 MJ/kg, se pasa a una mejor estimación de 12 EJ en 2010 y a 20 EJ en 2025, para un valor calorífico medio de 9 MJ/kg para los residuos.

La selección de las tecnologías de wTE en cada uno de los tratamientos de residuos dependerá del origen de estos, el capital y los costes operativos, la eficiencia tecnológica y la complejidad, así como los requisitos de calificación laboral y ubicaciones geográficas de las plantas (Ouda et al., 2016). Scarlat et al. (2016) reportaron que en 2010 existían más de 600 instalaciones de wTE en todo el mundo, la mayoría de ellas en Europa (472 en la Unión Europea, Suiza y Noruega), Japón (100) y EE. UU. (86). En la Unión Europea (UE), la recuperación de energía mediante la incineración de residuos sólidos urbanos produjo más de ocho millones de toneladas equivalentes de petróleo en 2010, con setenta y tres millones de toneladas de capacidad de tratamiento de residuos. Se espera que esta capacidad se eleve a ochenta y cinco millones de toneladas a finales de 2016 y a noventa y cuatro millones de toneladas en 2020.

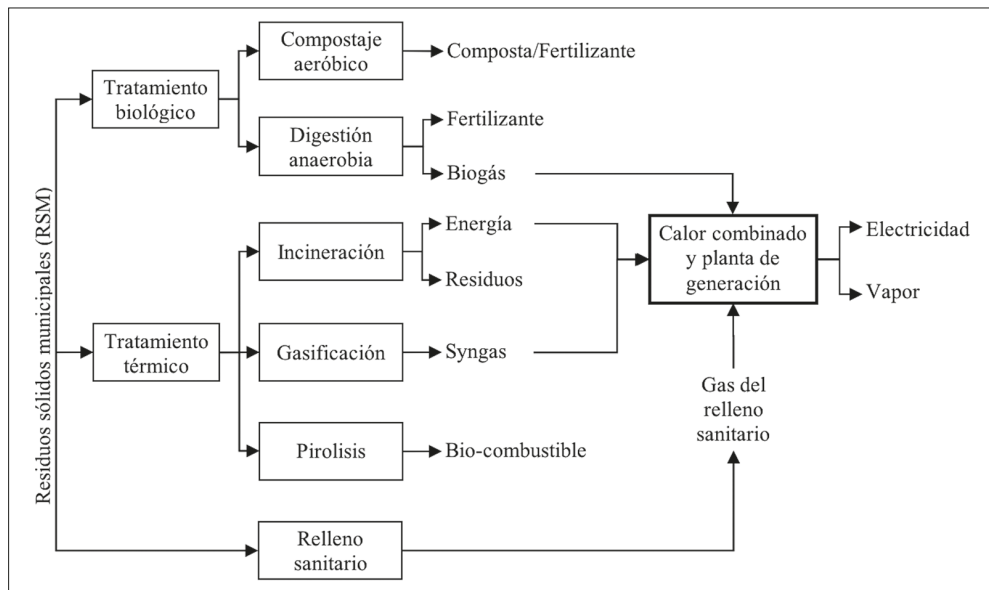


FIGURA 1.1. Tecnologías de tratamientos de residuos y sus productos (Tan et al. 2015).

A pesar de los desarrollos tecnológicos existentes para el manejo de residuos sólidos a nivel internacional, los sistemas de sanidad en México no tienen suficiente orientación para permitirles tomar decisiones informadas con respecto a la selección de tecnologías y procesos de manejo. Por ello, la presente investigación tiene por objeto analizar la información sobre características, operación, capacidades y aspectos económicos de las tecnologías que permiten recuperar energía de los residuos: digestión anaerobia (DA), gasificación de flujo descendente (GFD) y gasificación por plasma (GP).

## APROVECHAMIENTO DE RS CON DIGESTIÓN ANAEROBIA (DA)

La DA es una técnica de fermentación de material orgánico en condiciones libres de oxígeno. El resultado es un combustible gaseoso llamado biogás, el cual contiene principalmente metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), pero con frecuencia transporta impurezas, tales como la humedad, el ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), siloxanos y partículas de materia (Tan et al. 2015; Shen et al. 2016; Kumaran et al. 2016). Para mejorar el biogás es necesario eliminar el  $\text{CO}_2$  y los contaminantes.

Para su correcto aprovechamiento se necesita conocer las especificaciones del motor y los estándares de las tuberías que serán utilizadas para la generación de energía renovable y combustible para vehículos. El coste de la mejora del biogás se encuentra en un rango de US\$0,13-US\$0,29 por metro cúbico de metano, según la capacidad de diseño del sistema (100-2000  $\text{Nm}^3$  biogás por hora) y la mejora de la tecnología (Shen et al. 2016).

Otro producto que se obtiene de la DA es un buen acondicionador de suelos. A diferencia de compostaje, el proceso de DA conserva, incluso mejora, el valor nutritivo de la materia prima original. Durante la DA, los residuos orgánicos que entraron al biodigestor (equipo donde se realiza la DA, conocido también como digestor anaeróbico o reactor) pueden ser digeridos y devueltos al medio ambiente en forma de fertilizante y combustible, sin degradar el medio ambiente. Se ha demostrado que el uso de una mezcla de líquido compuesto de las plantas de biogás en la agricultura puede aumentar el rendimiento del arroz, maíz, trigo y algodón, un 5,6, 8,9, 15,2 y 15,7, respectivamente (Batool y Chuadhry 2009).

El proceso de la DA consiste en cuatro principales etapas biológicas y químicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En el primer paso, la hidrólisis, la cadena compleja de compuestos orgánicos se descompone en moléculas estructurales básicas, tales como ácidos grasos, monosacáridos, aminoácidos y compuestos relacionados. El proceso es seguido por la acidogénesis, cuando la interrupción adicional de los componentes restantes de las bacterias acidogénicas (fermentativos) se lleva a cabo. En esta etapa se producen gases como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{NH}_3$ . La tercera etapa de la DA es la acetogénesis, en la que las moléculas simples creadas a través de la fase de acidogénesis se digieren adicionalmente por acetógenos para producir en gran parte ácido acético, así como dióxido de carbono y de hidrógeno. La última etapa de la digestión anaerobia es la metanogénesis, cuando las bacterias metanógenas convierten los productos intermedios en  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{H}_2\text{O}$  (Tan et al. 2015; Kumaran et al. 2016).

Las bacterias implicadas en el proceso de producción de biogás son sensibles a ciertos factores. Por ello, en la operación de un biodigestor se debe tener en cuenta lo siguiente: la temperatura y el tipo de sustrato (materia orgánica que se va a emplear); los sólidos totales ( $\text{ST}$ ) en el sustrato; la temperatura del biodigestor; el pH (la medida de acidez o alcalinidad); el carbono/nitrógeno ( $\text{C/N}$ ); el tiempo de retención; el grado de mezclado; el agregado de inoculantes, y la presencia de compuestos inhibidores del proceso (Díaz 2002; Jain et al. 2015; Kumaran et al. 2016; Mao et al. 2015).

La DA de materiales orgánicos es una de las tecnologías preferidas de recuperación de energía y manejo de residuos en Europa usando separación de residuos orgánicos en la fuente (SROF) y residuos de la agricultura como materia prima. Mientras, en América del Norte el uso de DA se limita a escala comercial. Dos plantas comerciales están diseñadas para el procesamiento de SROF en la mayor área de Toronto y Newmarket. Además, un pequeño número de plantas también están operando en los Estados Unidos, basadas en la mezcla de RSU, SROF o codigestión de material de alimentación con biosólidos. Las ventajas de la DA incluyen el coste reducido del proceso y la eficiencia más alta de proceso (25-30 %), en comparación con otras tecnologías WTE (Ouda et al. 2016).

La aplicación a pequeña escala de la DA en las zonas rurales ha sido utilizada en países como China e India. En 1993, unos 5,25 millones de hogares en granjas ya habían aplicado biodigestores, con una producción total cercana a 1200 millones de m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> y una capacidad de generación eléctrica de 3.500 kW. En Nepal, la aplicación de biodigestores de pequeña escala (4-10 m<sup>3</sup>) ha aumentado considerablemente en los últimos años. El biogás se utiliza principalmente para cocinar, aunque en el 25 % de los hogares también se utiliza para la generación de electricidad (Ferrer et al. 2009).

El proceso de DA tiene el más bajo coste de capital neto anual (US\$0,1-0,14/ton) y un coste operativo por tonelada mínimo. En promedio, 120-150 m<sup>3</sup> de biogás se pueden recuperar por tonelada de RSU seco, que es equivalente al valor de energía total de 2.500 MJ/tonelada (Ouda et al. 2016).

En México se está comenzando con el uso de biodigestores para aprovechar los residuos y generar energía. Estas aplicaciones se están presentando principalmente en el sector pecuario para abatir los problemas ambientales y disminuir los costes de energía eléctrica. SAGARPA (2010) indicó que en 2010 se instalaron 139 biodigestores, de los cuales 59 son motogeneradores. Globalmethane (2010) informó de que los estados donde se instalaron el mayor número de biodigestores son Yucatán (41), Coahuila (39), Jalisco (21), Aguascalientes (7) y Nuevo León (7).

## CLASIFICACIÓN DE BIODIGESTORES

Los biodigestores están disponibles en una serie de diseños y configuraciones que se clasifican en función del contenido de sólidos secos de la materia prima, el número de fases o etapas, la temperatura de operación y el método de alimentación del sustrato (cuadro 1.1). Los ejemplos incluyen *batch* seco o proceso continuo seco para sustratos sólidos altos y para las fracciones orgánicas de los residuos sólidos municipales (FORM) y UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, por sus siglas en inglés –‘flujo ascendente con manto de lodos anaerobio’–) para lodos (Kumaran et al. 2016, Nizami et al. 2013, Hilbert 2003). Las ventajas y desventajas de cada tipo de biodigestor con respecto al tipo de sustrato, condiciones de operación, necesidades de pretratamientos y resultados potenciales se muestran en el cuadro 1.2.



CUADRO 1.1. Tipo de sistemas de digestión anaerobia

Tipo de digestor	Descripción
Húmedo	El material de alimentación se convierte en lodos por adición de agua con el fin de dar una suspensión diluida de contenido de sólidos de 10-15 %. Tiene que ser agitado continuamente para una producción de gas óptima.
Seco	Las materias primas suelen tener un contenido sólido alrededor de un 20-40 %. La digestión anaerobia en seco es más barata ya que la tasa de carga orgánica (OLR, por sus siglas en inglés) es mayor y por lo tanto da una mayor producción de gas por unidad de material de alimentación.
Batch	Los reactores se cargan con materia prima cruda orgánica e inóculos de otros digestores. Una vez que todo el material orgánico se ha degradado el reactor se vacía, se limpia y se añade un nuevo lote para la digestión.
Continuo	El recipiente del reactor se alimenta continuamente con el material digerido; el material degradado completamente se elimina continuamente de la parte inferior del reactor. Este sistema proporciona una mayor cantidad de biogás por unidad de materia prima; el coste de operación es menor debido a que hay producción en el tiempo de inicio.
Etapas simple	Fácil de operar, la construcción es más económica en comparación con un sistema de etapas múltiple. Existen limitaciones porque la condición óptima para todos los microorganismos que participan no se puede lograr en un solo sistema, pero la población metanogénica en el sistema se puede manejar de manera eficiente mediante el control de la tasa de alimentación y asegurando una mezcla completa, el almacenamiento en búfer y la adición de nutrientes.
Etapas múltiple	La digestión se produce en etapas separadas que permiten el suministro de las condiciones ambientales óptimas para cada grupo de microbio. Por lo general, se emplean dos digestores y la separación de la fase de acetogénesis de la etapa metanogénesis a menudo resulta en un aumento de la eficiencia del proceso.

Fuente: Kumaran et al. 2016; Nizami et al. 2013; Hilbert, 2003.

CUADRO 1.2. Comparación de ventajas y desventajas de varios tipos de biodigestores

Biodigestor	Ventajas	Desventajas
Una etapa	<ul style="list-style-type: none"> <li>Diseño simple con menos fallos técnicos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alto tiempo de retención</li> <li>Formación de espuma y suciedad</li> </ul>
Dos etapas	<ul style="list-style-type: none"> <li>Aumento de la degradación global debido a la recirculación</li> <li>Velocidad de alimentación constante a la etapa metanogénica</li> <li>Más robusto y menos susceptible al fracaso</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Complejos y caros de construir y mantener</li> <li>Las partículas sólidas tienen que ser retiradas de la materia prima en la segunda etapa</li> </ul>
Digestor seco	<ul style="list-style-type: none"> <li>Mayor retención de biomasa</li> <li>Alimentación controlada y nichos espaciales</li> <li>Pretratamiento más simple</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Transporte y manejo de residuos complejo y costoso</li> <li>Solo el material estructurado puede ser utilizado</li> <li>El manejo y la mezcla de materiales es difícil</li> </ul>

CUADRO 1.2. (cont.)

Biodigestor	Ventajas	Desventajas
Digestor húmedo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La dilución de inhibidores con agua fresca</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Formación de espuma durante la digestión de los cultivos</li> <li>• Alto consumo de agua y energía</li> <li>• Cortocircuitos</li> <li>• Sensible a las cargas de choque</li> </ul>
Digestor <i>batch</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No requiere mezcla, agitación y bombeo</li> <li>• Entrada baja en términos de proceso y de demandas mecánicas</li> <li>• Bajo coste de capital</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Canalización y obstrucción</li> <li>• Mayor volumen</li> <li>• Menor rendimiento de biogás</li> </ul>
Digestor continuo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Simplicidad en diseño y operación</li> <li>• Bajo coste de capital</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rápida acidificación y mayor producción de AGV (ácidos grasos volátiles)</li> </ul>
Digestor de alta velocidad	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mayor retención de biomasa</li> <li>• Alimentación controlada</li> <li>• Bajo coste de inversión</li> <li>• No se requiere material de apoyo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tiempo de arranque más largo</li> <li>• Canalización a bajas tasas de alimentación</li> </ul>

Fuente: Nizami et al. 2013.

## APROVECHAMIENTO DE RS CON GASIFICACIÓN

La gasificación es una técnica energéticamente eficaz para reducir el volumen de los residuos sólidos y recuperar energía. Esta se refiere a la conversión termoquímica de un material sólido a través de la oxidación parcial. Utilizando aire u oxígeno y calentamiento indirecto se producen gases de síntesis (syngas) que contienen principalmente CO, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, hidrocarburos ligeros, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub> en función del proceso utilizado (Tan et al. 2015; Ouda et al. 2016; Shen et al. 2016; Molino et al. 2016; Belgiorno et al. 2003). Durante el proceso de gasificación, los residuos son incinerados con una cantidad controlada de oxígeno para suministrar una cantidad suficiente de calor para la reacción predominantemente de syngas, en el rango de temperatura de funcionamiento de 700 a 1650 °C (Tan et al. 2015; Shen et al. 2016).

Algunos investigadores (Digman et al. 2009; Ravindranath et al. 2004) exponen que, cuando un gasificador está funcionando a presión atmosférica con aire como oxidante, los productos finales del proceso de gasificación son: un gas de bajo poder calorífico que normalmente contiene en volumen un 10 % de CO<sub>2</sub>, un 20 % de CO, un 15 % de H<sub>2</sub> y un 2 % de CH<sub>4</sub> en el balance, siendo el resto de N<sub>2</sub>; un coque que contiene carbono y los inertes originalmente en el combustible, y líquidos condensables parecidos al aceite pirolítico. Debido al efecto diluyente del nitrógeno en el aire de entrada, el gas de bajo poder calorífico tiene un contenido energético de aproximadamente 5600 kJ/m<sup>3</sup>.

Engvall et al. (2011) mencionan que la gasificación usando aire produce un gas, a menudo llamado gas combustible, rico en N<sub>2</sub> (50-65 %) y bajo en valor calo-

rífico (4-8 MJ/Nm<sup>3</sup>), principalmente conveniente como combustible para turbinas de gas o de combustión en las calderas convencionales. Cuando el oxígeno se utiliza como el agente gasificante de syngas con bajo contenido de N<sub>2</sub> y alto valor calorífico (10 a 18 MJ/Nm<sup>3</sup>) es adecuado para otros procesos, tales como producción de hidrógeno, alimentación de celdas de combustible y síntesis de combustibles y químicos. Una composición de gas de producto típico de presión de gasificación de lecho fluidizado, utilizando oxígeno/vapor como agente gasificante, obtiene un valor calórico de 13,8 MJ/Nm<sup>3</sup> (seco).

Ouda et al. (2016) reportan que el potencial de generación neta de energía del proceso se estima entre 20 y 26 kW/ton de RSU. Por otra parte, el proceso puede reducir el volumen de residuos entre un 50 y un 90 % y puede ahorrar entre 1,9 y 3,8 MW por tonelada de residuos, en comparación con la eliminación en rellenos. En este sentido, el ISR (2006) menciona que las eficiencias de transformación de los residuos en energía son inferiores en una planta de gasificación que en las de combustión total.

Estas pérdidas pueden suponer de un 25 a un 30 % del índice de poder calorífico (PCI) de los residuos, de forma que la energía neta del gas pobre antes de la compresión para entrada en el motor o turbina será del 70-75 % de la energía primaria de los residuos; si el rendimiento global del motor-generator es del orden del 35 % respecto al PCI del gas pobre, la generación total estará en torno al 26-27 % del PCI de los residuos. A este valor se le descuenta el autoconsumo de la instalación, lo que reducirá la exportación neta de energía hasta valores del 22 % del PCI de los residuos alimentados.

La gasificación de los materiales combustibles empleados se puede realizar en diferentes reactores. El tipo de gasificador condiciona la cinética de reacción, los rendimientos, la composición de los productos y la formación de especies contaminantes (Sánchez et al. 2014). Existen diversas posibilidades para clasificar los distintos tipos de gasificadores, en función de: el tipo de agente gasificante y de contacto gas-sólido, la dirección y velocidad relativa gas-sólido, la presión de trabajo y la forma de aportar el calor al reactor.

## **GASIFICACIÓN CONVENCIONAL**

*Gasificador de lecho arrastrado:* El combustible de alimentación es muy fino (0,1-1 mm partículas) y el agente gasificante se inyecta en co-corriente. El gasificador funciona a altas temperaturas (1.200-1.500 °C) y presiones (de 25 a 30 bares), y los lodos de agua o alimentos secos se pueden utilizar como materia prima. Una alimentación neumática se utiliza generalmente para inyectar combustibles sólidos en polvo a presión en el gasificador, mientras que las suspensiones se atomizan y son posteriormente alimentadas como combustible sólido pulverizado (Molino et al. 2016; Rajasekhar et al. 2015; Arena 2012). Los gasificadores de flujo arrastrado se pueden dividir en escorificación y no formación de escoria: en el primero la ceniza

sale del reactor como escoria líquida, y en el último no se produce escoria (1 % es el contenido máximo admisible de ceniza). Por lo general, se requiere un pretratamiento basado en la torrefacción para reducir la densidad aparente y el contenido de humedad, cuando se utilizan partículas finas de biomasa como materia prima (Molino et al. 2016). En el cuadro 1.3 se muestran las ventajas y desventajas de este tipo de gasificador.

CUADRO 1.3. Ventajas y desventajas de gasificadores de lecho arrastrado

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flexibilidad de combustible</li> <li>• Temperatura uniforme</li> <li>• Conversión de contenido de carbón elevado</li> <li>• No hay problemas de escalado</li> <li>• Buena capacidad para controlar los parámetros del proceso</li> <li>• Tiempo de residencia corto</li> <li>• Muy baja concentración de alquitrán</li> <li>• Operación con formación de escoria a altas temperaturas (escoria vitrificada)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Requiere grandes cantidades de oxidantes</li> <li>• Alto nivel de sensibilidad al calor en el gas producto</li> <li>• La recuperación de calor es requerida para mejorar la eficiencia</li> <li>• Baja eficiencia de gas frío</li> <li>• Requiere la reducción de tamaño y preparación de suministro</li> <li>• Corta vida de los componentes del sistema</li> <li>• Altos costes de la planta</li> <li>• Altos costes de mantenimiento</li> </ul>

Fuente: Molino et al. 2016.

*Gasificador de lecho fijo:* Típicamente este tipo de gasificador tiene una rejilla para soportar el material de alimentación y mantener una zona de reacción estacionaria. Es relativamente fácil de diseñar y operar, y por lo tanto es útil para la energía a pequeña y mediana escala y el uso de energía térmica. Es difícil, sin embargo, para mantener las temperaturas de funcionamiento uniformes y asegurar la mezcla de gas adecuada en la zona de reacción. Como resultado, los rendimientos de gas pueden ser impredecibles y no son óptimos para los propósitos de energía a gran escala (es decir, más de 1 MW) (Klein 2002).

Existen dos tipos primarios de gasificadores de lecho fijo (cuadro 1.4). Se caracterizan por un lecho de combustible que se mueve lentamente hacia abajo por acción de la gravedad mientras se gasifica, alimentándose el gas en sentido descendente (isocorriente o *Downdraft*) o ascendente (contracorriente o *Updraft*). Ambos tipos presentan el inconveniente de unos requisitos exigentes para el combustible (distribución de tamaño de partículas, humedad, etc.). Además, existe otro tipo de gasificador de lecho fijo llamado *Crossdraft* (Sánchez et al. 2014). En el cuadro 1.5 se muestran las ventajas y desventajas de este tipo de gasificador.

CUADRO 1.4. Categorías de gasificadores de lecho fijo

Categoría	Descripción
Gasificadores en flujo descendente ( <i>Downdraft</i> )	<p>En los reactores de corriente descendente, los residuos se alimentan en la parte superior del gasificador, mientras que el oxidante lo hace desde la parte superior o los lados; a continuación los residuos y los gases se mueven en la misma dirección. Es posible distinguir las mismas zonas de los gasificadores de corriente ascendente, pero en un orden distinto. Algunos de los residuos se queman, cayendo a través de la garganta del gasificador para formar un lecho de carbón caliente que los gases tienen que atravesar. Esto asegura un gas de síntesis de bastante alta calidad (con un contenido relativamente bajo en nicotina), lo que deja en la base del gasificador la ceniza recogida bajo la rejilla (Arena, 2012; Rajasekhar et al. 2015).</p> <p>La principal ventaja de este tipo de gasificador es la de producir un gas relativamente limpio de alquitranes, aunque a una temperatura más alta que mediante el <i>Updraft</i>. Sin embargo, no es muy apto para trabajar con sólidos de humedad elevada, y la experiencia que se tiene de estos tipos de gasificadores acoplados a plantas de cierta potencia es escasa (Sánchez et al. 2014). La operación general requiere un tiempo de residencia largo (1-3 h). Esta configuración se considera más atractiva para pequeñas unidades de 80 a 500 kWe (Fabry et al. 2013).</p> <p>Chen et al. (2010) reportan que el funcionamiento óptimo del gasificador se encuentra entre 1,44 y 1,47 Nm<sup>3</sup>/kg de proporción de aire combustible en los valores de 4,06 y 4,48 kg/h de velocidad de alimentación en húmedo, que produce gas (a un flujo volumétrico de 8-9 Nm<sup>3</sup>/h) con un buen poder calorífico superior (PCS) de aproximadamente 5 MJ/m<sup>3</sup>. Fabry et al. (2013) exponen que esta configuración de reactor es particularmente adecuada para la producción de gas limpio que requiere un postratamiento bajo para su uso en la producción de electricidad con turbinas de gas.</p>
Gasificadores en flujo ascendente ( <i>Updraft</i> )	<p>En los reactores de corriente ascendente los residuos se alimentan en la parte superior del gasificador, y la entrada de oxidante está en el fondo, por lo que los residuos se mueven a contracorriente de los gases, y pasan a zonas mínimas diferentes (secado, pirólisis, reducción y oxidación) sucesivamente. La temperatura de reacción es de 1.300 a 1.700 °K. El combustible se seca en la parte superior del gasificador, de modo que los residuos con alto contenido de humedad se pueden utilizar. El metano y el gas rico en alquitrán salen por la parte superior del gasificador, y la ceniza cae de la parrilla para la recolección en la parte inferior (Klein 2002; Arena 2012; Rajasekhar et al. 2015). Debido a la carga elevada de alquitrán (10 y 20 %), el proceso de limpieza del gas puede volverse tecnológicamente complejo y económicamente costoso (Fabry et al. 2013; Sánchez et al. 2014).</p> <p>Este gasificador es de fácil construcción y operación, y su eficacia térmica es alta. La baja temperatura de salida del gas (típicamente menos de 500 °C) es adecuada para combustión directa (Klein 2002; Sánchez et al. 2014). Chen et al. (2010) reportan la gasificación de paja en un gasificador <i>Updraft</i> (de uso doméstico), cuyos resultados mostraron que el poder calorífico inferior (PCI) del gas de síntesis producido estaba entre 7,06 y 9,01 MJ/Nm<sup>3</sup>.</p>
Gasificadores <i>Crossdraft</i>	<p>Se diferencian de los anteriores en que el agente oxidante se introduce por un lateral del reactor y el syngas sale por el lateral contrario. En este caso, las etapas de gasificación suceden de manera concéntrica a la zona de entrada del agente oxidante. Esto hace que se pueda funcionar con reactores a pequeña escala. En cuanto a la principal desventaja, encontramos su alto contenido en alquitranes (Sánchez et al. 2014).</p>

Fuente: Molino et al. 2016.

CUADRO 1.5. Ventajas y desventajas de gasificadores de lecho fijo

<b>Gasificador de flujo descendente (<i>Downdraft</i>)</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tecnología robusta</li> <li>• No hay problemas de escalado</li> <li>• Conversión de contenido de carbón elevada</li> <li>• Baja producción de alquitrán</li> <li>• Arrastre limitado de cenizas y suciedad</li> <li>• Alto contenido de sólidos del tiempo de residencia</li> <li>• Construcción simple</li> <li>• Tecnología fiable</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baja capacidad específica</li> <li>• Necesidad de tamaño uniforme en las entradas (no mayor a 100 mm)</li> <li>• Formación de escoria sinterizada en la parrilla</li> <li>• Requiere material con bajo contenido de humedad</li> <li>• Flexibilidad limitada a la carga y al proceso</li> <li>• Bajo coeficiente de calor de transferencia</li> <li>• Dificultad para arrancar y controlar la temperatura</li> <li>• Limitada posibilidad de escalamiento.</li> </ul>
<b>Gasificador de flujo ascendente (<i>Updraft</i>)</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alta eficiencia térmica</li> <li>• Buen contacto entre el material sólido y el agente oxidante</li> <li>• Se pueden manejar materiales de diferentes tamaños</li> <li>• Se pueden manejar materiales con alta humedad</li> <li>• Reduce el arrastre tanto de polvo como de cenizas</li> <li>• Construcción simple</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto contenido de alquitrán en el syngas</li> <li>• Contenido energético del alquitrán &gt; 20 %</li> <li>• Baja producción de CO y H<sub>2</sub>, requiere un tratamiento subsecuente de craqueo de alquitrán</li> <li>• Limitada flexibilidad de carga y proceso (el material debe ser tratado para tener propiedades homogéneas)</li> <li>• Problemas de arranque reducidos y control de temperatura</li> <li>• Necesidad de instalación de rejillas móviles para evitar la formación de rutas en el lecho fijo</li> <li>• De acuerdo con catalizadores, la energía de syngas puede ser no utilizable, podría ser inferior a lo necesario para la activación, lo que requeriría el suministro de energía externa</li> </ul>

Fuente: Molino et al. 2016.

*Gasificador de lecho fluidizado*: Los lechos fluidizados ofrecen el mejor diseño del recipiente para la gasificación de RSU. En una caldera de lecho fluidizado, material inerte y combustible sólido son fluidizados por medio de aire distribuido por debajo del lecho. La corriente de gas (típicamente aire o vapor) se hace pasar hacia arriba a través de un lecho de combustible sólido y del material (por ejemplo, arena gruesa o piedra caliza). El gas actúa como el medio de fluidización y también proporciona el oxidante para la combustión y el alquitrán de craqueo. El lecho fluidizado se comporta como un líquido de ebullición y tiene algunas de las características físicas de un fluido. Los residuos se introducen en la parte superior del lecho, a través de un conducto de alimentación, o en el lecho por medio de un tornillo sin fin (Klein 2002).

Debido a la mejor transferencia de calor, los lechos fluidos permiten el procesamiento de una mayor cantidad de material combustible y una mayor producción de gases de reacción. Al ser la temperatura uniforme en todo el lecho, la reacción de

gasificación tiene lugar, igualmente, de forma uniforme, lo que favorece la calidad de los gases generados (Sánchez et al. 2014). La tecnología de lecho fluidizado es más adecuada para generadores con capacidades mayores de 10 MW debido a que puede ser utilizada con diferentes combustibles, requiere cámaras de combustión relativamente compactas y permite un buen control operacional (Klein, 2002).

La mayoría de los gasificadores en desarrollo utilizan una de las dos configuraciones de lecho fluido existentes, la burbujeante y la circulante (cuadro 1.6). En cualquier caso, una característica común de los diversos tipos de lechos fluidos (junto al buen contacto sólidos-gas, la alta capacidad específica, el excelente control de las condiciones como la temperatura y las velocidades de reacción, potencial de escalado a mayores tamaños y adaptación a cambios de combustible empleado como materia prima) es un contenido medio en alquitranes para el gas de salida, y como principal desventaja, un importante arrastre de sólidos y la conversión del combustible no es tan elevada como en los gasificadores de lecho fijo (Sánchez et al. 2014).

El gasificador de lecho fluidizado es a menudo adoptado para ampliar la capacidad de eliminación de RSU. Es más complicado en la construcción y operación, y también requiere una mayor inversión. El volumen de alimentación de RSU al gasificador debe ser lo suficientemente grande como para que coincida con la capacidad del lecho fluidizado (Chen et al. 2010). En el cuadro 1.7 se muestran las ventajas y desventajas de este tipo de gasificador.

CUADRO 1.6. Categorías de gasificadores de lecho fluidizado

Categoría	Descripción
Lechos fluidizados burbujeantes	El lecho de material inerte fino se encuentra en la parte inferior del gasificador con aire, oxígeno o vapor que se sopla hacia arriba a través del lecho lo suficientemente rápido (1-3 m/s) para agitar el material. La biomasa es alimentada desde los laterales, se mezcla y combustiona o forma syngas, el cual se mueve hacia arriba y sale del reactor. El gasificador opera a temperaturas inferiores a 900 °C para evitar la fusión de cenizas y que se pegue (Rajasekhar et al. 2015). La velocidad del agente fluidizante-gasificante es suficientemente baja para que no haya una circulación significativa de sólido (Sánchez et al. 2014).
Lechos fluidizados circulantes	La velocidad del agente es mucho más elevada (típicamente más de 3 m/s), lo que da como resultado una circulación de sólidos. Este sólido es separado de la corriente gaseosa y recirculado al reactor por medio del uso de un ciclón y un sistema de retorno al gasificador (Sánchez et al. 2014). En un gasificador CFB los residuos se alimentan desde el lado, se calientan rápido y des-volatilizan, y luego reaccionan con el aire o aire enriquecido con oxígeno. La suspensión de gas de síntesis y partículas (material inerte y del carbón de leña de residuos) se mueve hacia arriba a lo largo del tubo ascendente y entra en el ciclón. Las temperaturas están por debajo de 900 °C para evitar la fusión de cenizas y sinterización (Arena 2012).

CUADRO 1.7. Ventajas y desventajas de gasificadores de lecho fluidizado

<b>Gasificador de lecho fluidizado burbujeante</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto contacto de mezcla gas-sólido</li> <li>• Conversión de contenido de carbón elevado</li> <li>• Carga térmica elevada</li> <li>• Buen control de temperatura</li> <li>• Se pueden manejar materiales con diferentes características</li> <li>• Flexibilidad en carga y proceso</li> <li>• Adecuado para combustibles altamente reactivos, tales como biomasa y residuos municipales pretratados</li> <li>• Bajo nivel de alquitrán en el syngas</li> <li>• Fácil de arranque, parar y controlar</li> <li>• Posibilidad de utilizar catalizadores, incluso a gran escala (gracias al buen control de la temperatura)</li> <li>• Partes no móviles</li> <li>• Buena capacidad de escalamiento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pérdida de carbono en las cenizas</li> <li>• Arrastre de polvo y cenizas</li> <li>• Se utiliza pretratamiento con material heterogéneo</li> <li>• Necesita tener una temperatura relativamente baja en el proceso para evitar el fenómeno de desfluidización del lecho (temperatura inferior al punto de reblandecimiento de los residuos sólidos)</li> <li>• Restricciones en el tamaño</li> <li>• Altos costes de inversión y de mantenimiento</li> </ul>
<b>Gasificador de lecho fluidizado circulante</b>	
<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baja producción de alquitrán</li> <li>• Conversiones altas</li> <li>• Carga flexible</li> <li>• Tiempo de residencia reducido</li> <li>• Buena capacidad de escalamiento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Posibilidad de vaciar las cenizas</li> <li>• Pérdida de carbono en las cenizas</li> <li>• Requiere la reducción de tamaño y de suministro de preparación (el material sólido debe ser pulverizado finamente, con dimensiones inferiores a 100 mm)</li> <li>• Restringido el contacto sólido-gas</li> <li>• Necesidad de materiales especiales</li> <li>• Tecnología compleja y difícil de controlar</li> <li>• Problemas de seguridad</li> <li>• Altos costes de arranque y de inversión</li> </ul>

*Fuente:* Molino et al. 2016.

La elección de la tecnología gasificadora dependerá de varios requerimientos de combustible. Se citan el tamaño de partícula, la morfología, el contenido de humedad, el contenido de cenizas, el punto de fusión de ceniza, la densidad aparente, el perfil de temperatura en el gasificador, el intercambio de calor, el tiempo de residencia, la eficiencia de conversión, la flexibilidad de los procesos (Fabry et al. 2013).

## **GASIFICACIÓN POR PLASMA**

Es una tecnología de muy reciente desarrollo y basa su principio de operación en generar un plasma de alta temperatura (4.000-7000 °C) para inducir un proceso de pirólisis en los RSU (CFE 2012). Rajasekhar et al. (2015) reportan que puede funcionar a temperaturas de 1.500-5.000 °C. Tal como sucede en los procesos de pirólisis y ga-



sificación se genera syngas y como residuo una roca de escoria vitrificada de características estables y con facilidad para la obtención de subproductos como metales (CFE 2012; Sánchez et al. 2014; Molino et al. 2016).

El plasma se genera en el reactor a partir de las llamadas antorchas de plasma, que consisten en electrodos en los que se induce un arco eléctrico y por el que se hace pasar una corriente de gas inerte, el cual eleva su temperatura y se ioniza convirtiéndose en plasma. Al contacto de este con los RSU, la materia se descompone en sus constituyentes atómicos, para después reaccionar entre sí y formar syngas (CFE 2012; Sanlisoy & Carpinlioglu 2016; Rajasekhar et al. 2015). Leal (2004) reporta que la antorcha de plasma opera a muy altas temperaturas, entre 5.000 y 10.000 °C, y puede procesar toda clase de basura: sólidos municipales, tóxicos, médicos, biopeligrosos, industriales y desperdicios nucleares a presión atmosférica.

No produce cenizas porque a más de 5.000 °C todas las moléculas orgánicas son desintegradas y solo la mezcla de H<sub>2</sub> + CO permanece a altas temperaturas. Con este proceso se obtiene una reducción en peso y volumen superior al 90 %. El gas de síntesis generado contiene polvo (partículas) y otros elementos indeseables, por lo que debe someterse a un proceso de limpieza para que pueda ser apto su aprovechamiento energético. Para el caso de los RSU, la limpieza del gas consiste en la eliminación de partículas, separación de azufre y mercurio y eliminación de metales pesados (Sánchez et al. 2014).

Molino et al. (2016) reportan que el uso de tecnologías de plasma para el tratamiento térmico de matrices orgánicas puede ocurrir en dos patrones: 1) La aplicación directa al sólido que debe tratarse, en el tamaño adecuado, cuando el objetivo principal es la destrucción térmica. La aplicación del proceso de plasma directamente a la matriz permite el control de la temperatura del proceso con independencia de las fluctuaciones en la calidad del sólido y del agente de gasificación, aceptando una amplia variación en la tasa de flujo, contenido de humedad, tamaño y composición elemental del material que debe tratarse. 2) Aplicación al gas producido por un proceso de gasificación *Upstream*, cuando el objetivo principal es el de maximizar la producción de syngas con un alto contenido de componentes ligeros, eliminando el alquitrán presente inicialmente (el proceso de plasma tiene la función de limpiar el syngas sin alterar el contenido de energía).

En la producción de energía de varios tipos de tecnologías de procesos térmicos, la gasificación por arco de plasma produce cerca de 816 kWh/ton de RSU, comparados con los 685 kWh/ton para una tecnología de gasificación convencional. Por lo tanto, la gasificación por arco de plasma podría ser considerada como el proceso térmico de gasificación más eficiente (Young 2010). Cabe mencionar que esta tecnología no ha tenido los resultados esperados y varios proyectos en Estados Unidos han tenido serios contratiempos. Sin embargo, la tecnología presenta un vasto potencial a futuro y países como Gran Bretaña están en vías de desarrollar plantas para producción de bioetanol y energía eléctrica.

Una de sus principales desventajas reside en la alta energía consumida por las antorchas de plasma, que se toma del mismo proceso, lo que reduce la electricidad neta que puede irse a la red eléctrica (CFE 2012). Cerca del 40 % sería utilizada para

el funcionamiento de las antorchas del plasma y la planta, mientras que el 60 % restante podría ser vendida a la red eléctrica (Bodorow et al. 2005).

## CASO DE ESTUDIO: COMUNIDADES RURALES DE ENSENADA, MÉXICO

Este estudio se realizó en tres comunidades rurales del Estado de Baja California, al norte de México: San Quintín, Lázaro Cárdenas y Vicente Guerrero. Debido a que las dos primeras comunidades pertenecen a la misma delegación, son contiguas y comparten el mismo sistema de recolección y vertedero, se decidió considerarlas como una sola. Se determinó nombrarlas como San Quintín porque esta comunidad es cabecera de delegación y de administración regional.

Por las características relacionadas con la facilidad para introducir la información en el *software* y la versatilidad en la presentación de los resultados, en esta investigación se decidió utilizar el *software* CDP (*Criterion Decision Plus 3.0*) para realizar el AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Por ello, se siguió la metodología propuesta por InfoHarvest (2002). El diagrama del proceso en general se muestra en la figura 1.2. En este se excluyen las actividades intensivas en personas, tales como seleccionar el grupo de decisión o reflexionar sobre la decisión.

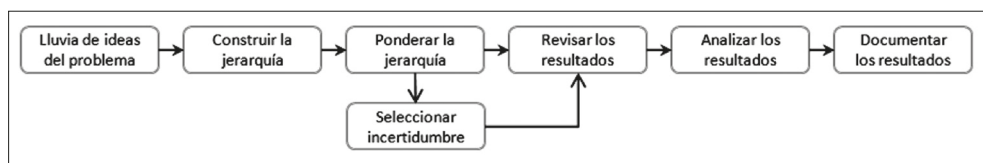


FIGURA 1.2. Diagrama del proceso AHP (InfoHarvest, 2002).

El primer paso consistió en establecer el objetivo principal en la resolución de problemas, que en este caso fue la selección del tratamiento de residuos sólidos adecuado a las características de las comunidades estudiadas. Posteriormente, se integró un equipo con tres investigadores y un experto en el área.

Con la finalidad de ofrecer alternativas a los tomadores de decisiones, se consideraron tecnologías con costes de inversión bajos, medios y altos. De acuerdo con las revisiones de la literatura científica, se preseleccionaron el digestor de una etapa (BDG), el gasificador *Downdraft* (GFD) y el gasificador de plasma (GP) como opciones para las comunidades bajo estudio.

En este estudio se consideraron los aspectos ambientales, económicos, sociales y políticos de las aplicaciones de una tecnología como criterios necesarios que evaluar para la selección de una tecnología de tratamiento (que en la jerarquía del AHP es el objetivo principal o meta).

Se realizó una lluvia de ideas para listar los posibles aspectos que pueden influir en cada uno de los criterios mencionados. Posteriormente se depuró la lista con-

siderando los criterios en la evaluación tecnológica señalados por algunos autores (Quintanilla 1999; Shrader-Frechette 1985; Gupta y Lewis 1993) y la factibilidad de seguimiento sobre el tiempo. La ponderación de cada criterio se hizo de acuerdo con los resultados obtenidos en entrevistas, redes de cooperación y revisión bibliográfica. Toda la información obtenida fue analizada y categorizada para su utilización en CDP.

Para evitar inconsistencias en la evaluación, se utilizó la aplicación *método abreviado de comparación por pares*, integrada en el *software* CDP. Esta es una aproximación a la comparación de pares completa que omite algunas comparaciones. Se basa en la suposición de que si A es (x) veces mejor que B, y B es (y) veces mejor que C, entonces A es (x\*y) veces mejor que C. La comparación de A y C no es necesaria entonces.

La puntuación obtenida por cada tecnología en cada criterio se muestra en el cuadro 1.8. La puntuación de la decisión de una alternativa es la suma de la puntuación (*rating*) de esa alternativa con respecto a cada uno de los criterios (atributo) más bajos ponderados por la importancia de cada criterio en el modelo. Cuanto mayor sea la puntuación de la decisión de la alternativa, más probable es que la alternativa satisfaga todos los criterios en la decisión (InfoHarvest 2002). Se puede apreciar que el digestor tiene una puntuación muy elevada respecto a las otras tecnologías, lo que indica que es la tecnología que debe ser seleccionada de acuerdo con los criterios, juicios y evaluaciones realizados previamente en el modelo.

CUADRO 1.8. Puntuación de decisión del modelo

1	2	3	4	5	6	Prioridad		
						7	8	9
0,180	Social	Social	0,800	Generación de empleos	0,144	0,130	0,652	0,217
<b>0,060</b>	Ambiental		0,200	Aprobación de la sociedad	0,036	0,067	0,467	0,467
<b>0,480</b>	Político	Ambiental	0,333	Contaminación de suelo	0,020	0,038	0,192	0,769
<b>0,240</b>	Económico		0,333	Contaminación de aire	0,020	0,094	0,755	0,151
<b>0,040</b>	Insumos		0,333	Contaminación de agua	0,020	0,038	0,192	0,769
		Político	0,111	Aprobación de los tomadores de decisiones	0,053	0,069	0,621	0,31
			0,889	Aspectos legislativos y normativos	0,427	0,087	0,783	0,13
		Económico	0,800	Costes de instalación	0,192	0,13	0,652	0,217
			0,133	Costes de operación	0,032	0,069	0,621	0,31
			0,067	Mercado para productos y subproductos	0,016	0,828	0,138	0,034
		Insumos	0,500	Cantidad generada	0,020	0,828	0,138	0,034
			0,500	Tipo de residuo	0,020	0,828	0,138	0,034
				<b>Resultado</b>	1,000	0,139	0,653	0,207

<sup>1</sup>Prioridad, <sup>2</sup>Criterios, <sup>3</sup>Nivel 2, <sup>4</sup>Prioridad, <sup>5</sup>Nivel 3, <sup>6</sup>Modelo, <sup>7</sup>Gasificador de plasma, <sup>8</sup>Digestor de una etapa, <sup>9</sup>Gasificador *Downdraft*.

InfoHarvest (2002) indica que un modelo es estable a cambios en todas las otras prioridades del modelo completo cuando el porcentaje de cruce de la prioridad más crítica es mayor al 5 %.

En el cuadro 1.8 se puede observar que los aspectos legislativos y normativos (criterios políticos) constituyen el principal aspecto considerable en la selección de una tecnología, más que la factibilidad técnica o económica. Un hallazgo similar fue reportado por Ohman et al. (2007) en un estudio sobre localización de rellenos sanitarios aplicando AHP. Ellos encontraron que los aspectos legislativos están vinculados fundamentalmente con la salud, la seguridad y las preocupaciones ambientales.

Quintanilla (1999) desarrolló un SET para uso de energías renovables (eólica y solar) en la región de San Quintín y sus resultados indicaron que los criterios preponderantes en la instalación de una planta de energía eléctrica son: económicos, políticos, tecnológicos, sociales y ambientales. Los hallazgos de este estudio difieren con los de Quintanilla (1999) solamente en el orden de importancia de los dos primeros criterios, siendo en este estudio el criterio político el primero y el económico el segundo. Esta diferencia puede radicar en: *a*) la distribución política en México (Senado, Cámara de Diputados y gobiernos federal, estatal y municipal) ha cambiado desde entonces: actualmente todas las obras públicas constituyen argumentos políticos para las campañas; *b*) cuando Quintanilla desarrolló su estudio las condiciones económicas en México eran distintas a las actuales. En ese tiempo (finales de los noventa), el país se estaba recuperando de una fuerte devaluación económica y, en consecuencia, es entendible que el aspecto económico haya sido la principal restricción en cualquier proyecto realizado por los tres órdenes de gobierno.

Llama la atención el hecho de que el aspecto ambiental haya permanecido como un criterio de peso menor para los tomadores de decisiones, por debajo del aspecto social. Esto puede explicar parte de los problemas ambientales que vive el país y que se agravan conforme pasa el tiempo. Sin embargo, a pesar del poco peso que los tomadores de decisiones le dan a los criterios ambientales, indirectamente se están realizando acciones para subsanar esta falta de conciencia. Por aspectos políticos, México ha firmado una serie de tratados como el Convenio de Basilea, Convenio de Estocolmo o el Protocolo de Kioto, y en consecuencia ha tenido que elaborar leyes (Ley de Prevención y Gestión Integral de Residuos, Ley para el Aprovechamiento de Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética, entre otras) para cumplir con tales acuerdos.

En un esfuerzo por presentar alternativas para apoyar la toma de decisiones y reducir los efectos adversos provocados al ambiente por los RS, investigadores a nivel mundial han empleado el AHP en fases del manejo de RS como prevención y disposición final (Wang et al. 2009; Ohman et al. 2007; Moeinaddini et al. 2010; Contreras et al. 2008; Ramjeawon y Beerachee 2008). Los objetivos, metodologías, criterios y subcriterios empleados en tales investigaciones difieren con los de este estudio, por lo que no pueden ser comparables *stricto sensu*. Sin embargo, constituyen una fuente de ideas y comparación para nuevas evaluaciones.

## CONCLUSIONES

Los combustibles fósiles no son eternos y la generación de residuos aumenta cada día. Por ello es necesario comenzar a aplicar en mayor escala tecnologías como los biodigestores y gasificadores para tratar los residuos sólidos y recuperar la energía contenida en ellos. Esto permitirá paulatinamente mitigar los efectos ambientales producidos por las sociedades modernas y su necesidad energética y asegurar su desarrollo.

Con el actual manejo de residuos (enterrar o tirar) se pierden toneladas de material orgánico por falta de instalaciones que puedan recuperar los nutrientes y la energía remanente. Esto provoca presión sobre los recursos naturales restantes y conduce a una degradación del medio ambiente.

Aunque actualmente en México se están desarrollando proyectos con digestores en el sector pecuario, sería de gran importancia para el desarrollo de las comunidades rurales que se comenzaran a desarrollar proyectos similares empleando residuos sólidos domésticos. Países como la India y China son ejemplo de éxito del aprovechamiento de sus residuos para mejorar las condiciones rurales e incrementar su competitividad y calidad de vida.

Cuando se usan los residuos sólidos como fuente de energía se pueden obtener beneficios económicos y ambientales, además de evitarle a los municipios los costes por disposición de residuos. Por ello, es necesario que las autoridades municipales comiencen a gestionar recursos para la aplicación de tecnologías para el tratamiento de residuos con recuperación de energía y presenten iniciativas para asignar una partida económica específica para el manejo y tratamiento de los RSU, así como la tienen la seguridad pública, las infraestructuras, los partidos políticos y las dependencias gubernamentales, por ejemplo.

Por su parte, las instituciones educativas deben continuar con el proceso de investigación sobre tecnologías sustentables en México para desarrollar equipos acordes a las necesidades y condiciones imperantes localmente, crear especialistas y mano de obra calificada, así como abaratar los costes de instalación y operación.

De manera paralela al desarrollo tecnológico, se debe trabajar en estudios sociales, de salud y de impacto ambiental, entre otros, para ir creando las bases que permitan mejorar las condiciones de vida de los residentes en las comunidades rurales. Se requieren más estudios sobre RS para identificar los aspectos críticos e iniciar la gestión de recursos para crear una adecuada gestión integral de residuos sólidos.

El trabajo concurrente entre gobierno, sociedad y sector académico puede ayudar a llenar el vacío existente respecto a la información sobre generación de RS, definir compromisos y comenzar a trabajar en actividades significativas que permitan consolidar el sistema de gestión de residuos. Por sí solos los municipios han tenido dificultad para hacer frente a la problemática provocada por la generación de RS. Al integrar a la sociedad y al sector académico, se suman esfuerzos y es más probable una coordinación de esfuerzos, recursos e información. Seguir actuando de forma independiente, como se hace en la actualidad, solo postergará el problema.

La sustentabilidad se logra cuando existe un equilibrio entre los aspectos sociales, económicos y ambientales. Si los tomadores de decisiones o su equipo de apoyo emplean herramientas que solo consideran un aspecto de esta terna, las decisiones que se deriven de ellas no conducirán a la sustentabilidad. Por ello es importante emplear herramientas multicriterio como AHP.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al PRODEP por el financiamiento otorgado mediante el proyecto de Integración de Redes Temáticas de Colaboración Académica 2015.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arena, U. 2012. «Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review». *Waste Management* 32: 625-639.
- Baran, B., M. Mamis y B. Alagoz. 2016. «Utilization of energy from waste potential in Turkey as distributed secondary renewable energy source». *Renewable Energy* 90: 493-500.
- Batool, S. y M. Chuadhry. 2009. «The impact of municipal solid waste treatment methods on greenhouse gas emissions in Lahore, Pakistan». *Waste Management* 29(1): 63-69.
- Belgiorno, V., G. de Feo, C. Della y R. Napoli. 2003. «Energy from gasification of solid wastes». *Waste Management* 23(1): 1-15.
- Bodorow, C., L. Circeo, K. Caravati, R. Martin y M. Smith. 2005. *Plasma arc treatment of municipal and hazardous wastes*. EPA Science Forum.
- Chen, C., Y. Jin, J. Yan y Y. Chi. 2010. «Simulation of municipal solid waste gasification for syngas production in fixed bed reactors». *Journal of Zhejiang University-SCIENCE A (Applied Physics & Engineering)* 11(8): 619-628.
- CFE, Comisión Federal de Electricidad. 2012. *Guía de generación de electricidad mediante residuos sólidos urbanos, 2012*. México, DF: Comisión Federal de Electricidad (CFE) e Instituto de Investigaciones Eléctricas (IIE). Recuperado el día 19 de julio de 2016 de: <http://www.ineel.mx/docu/Guia-RSU.pdf>.
- Contreras, F., K. Hanaki, T. Aramaki y S. Connors. 2008. «Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA». *Resources, Conservation and Recycling* 52: 979-991.
- Díaz, B. (2002). «Estado del arte sobre el tratamiento biológico para los residuales de Punta Periquillo II. Digestión Anaerobia». *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 23(1): 34-38.

- Digman, B., D. Kim y H. Ju. 2009. «Recent Progress in Gasification/Pyrolysis Technologies for Biomass Conversion to Energy». *Environmental Progress & Sustainable Energy* 28(1): 47-51.
- Engvall, K., H. Kusar, K. Sjöström y L. Pettersson. 2011. «Upgrading of Raw Gas from Biomass and Waste Gasification: Challenges and Opportunities». *Topics in Catalysis* 54: 949-959.
- Fabry, F., C. Rehmert, V. Rohani y L. Fulcheri. 2013. «Waste Gasification by Thermal Plasma: A Review». *Waste Biomass Valor*, 4: 421-439.
- Ferrer, I., M. Gamiz, M. Almeida y A. Ruiz. 2009. «Pilot project of biogas production from pig manure and urine mixture at ambient temperature in Ventanilla (Lima, Peru)». *Waste Management* 29(1): 168-173.
- Globalmethane. 2010. *Biodigestores anaeróbicos en granjas porcinas*. Recuperado de: [http://globalmethane.org/documents/events\\_all\\_20101208\\_navarrete\\_sp.pdf](http://globalmethane.org/documents/events_all_20101208_navarrete_sp.pdf).
- Gupta, U. y P. Lewis. 1993. «A Framework for Conducting Technology Assessment for Expert Systems». *Journal of Information Technology Management* 1: 33-37.
- Hilbert J. 2003. *Manual para la producción de biogás*. Recuperado de: <http://www.inta.gov.ar/iir/info/documentos/energia/manubiogas.zip>.
- InfoHarvest Inc. 2002. *The complete decision formulation, analysis, and presentation for windows*.
- ISR, Instituto para la sostenibilidad de los Recursos. 2006. «Análisis y estado del arte de las tecnologías emergentes de valorización de residuos urbanos». En *Ponencia técnica de la gestión sostenible de los residuos en Navarra* (pp. 901-912). España: ISR, 2008. Recuperado de: <http://www.navarra.es/NR/rdonlyres/545919F5-9794-426B-BCD3-5AAFDA66B0E7/301005/documentacionprevia.pdf>.
- Jain, S., S. Jain, I. Wolf, J. Lee y Y. Tong. 2015. «A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52: 142-154.
- Klein, A. 2002. *Gasification: An Alternative Process for Energy Recovery and Disposal of Municipal Solid Wastes* (tesis de maestría). Nueva York: Columbia University.
- Kumaran, P., D. Hephzibah, R. Sivasankari, N. Saifuddin y A. H. Shamsuddin. 2016. «A review on industrial scale anaerobic digestion systems deployment in Malaysia: Opportunities and challenges». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 56: 929-940.
- Leal, E. 2004. «Plasma processing of municipal solid waste». *Brazilian Journal Of Physics* 34: 1587-1593.
- Mao, C., Y. Feng, X. Wang y G. Ren. 2015. «Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45: 540-555.
- Moeinaddini, M., N. Khorasani, A. Danehkar, A. A. Darvishsefat y M. Zienalyan. 2010. «Siting MSW landfill using weighted linear combination and analytical hierarchy process (AHP) methodology in GIS environment (case study: Karaj)». *Waste Management* 30: 912-920.

- Molino, A., S. Chianese y D. Musmarra. 2016. «Biomass gasification technology: The state of the art overview». *Journal of Energy Chemistry* 25: 10-25.
- Nizami, A. S., B. A. Saville y H. L. MacLean. 2013. «Anaerobic digesters. Perspectives and challenges». En N. E. Korres, P. O'Kiely, J. A. H. Benzie y J. S. West (eds.), *Bioenergy production by anaerobic digestion: Using agricultural biomass and organic wastes* (pp. 139-151). Nueva York: Routledge.
- Ohman, K. V. H., J. P. A. Hettiaratchi, J. Ruwanpura, J. Balakrishnan y G. Achari. 2007. «Development of a landfill model to prioritize design and operating objectives». *Environmental Monitoring and Assessment* 135: 85-97.
- Ouda, O. K. M., S. A. Raza, A. S. Nizami, M. Rehan, R. Al-Waked y N. E. Korres. 2016. «Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 61: 328-340.
- Quintanilla, A. L. 1999. *Sistema de evaluación tecnológico de las fuentes alternativas de energía (eólica y solar) para las comunidades rurales de la zona costera Pacífico de Baja California* (tesis doctoral). México: Universidad Autónoma de Baja California.
- Rajasekhar, M., N. V. Rao, G. C. Rao, , G. Priyadarshini y N. J. Kumar. 2015. «Energy Generation from Municipal Solid Waste by Innovative Technologies-Plasma Gasification». *Procedia Materials Science* 10: 513-518.
- Ramjeawon, T. y B. Beerachee. 2008. «Site selection of sanitary landfills on the small island of Mauritius using the analytical hierarchy process multi-criteria method». *Waste Management & Research* 26: 439-447.
- Ravindranath, N., H. Somashekar, S. Dasappa y C. Jayasheela. 2004. «Sustainable biomass power for rural India: Case study of biomass gasifier for village electrification». *Current Science* 87(7): 932-941.
- SAGARPA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 2010. *Invierten productores y SAGARPA 900 mdp en biodigestores que convierten desechos en biogás*. Recuperado de: <http://www.sagarpa.gob.mx/saladeprensa/boletines2/paginas/2010B553.aspx#>.
- Sánchez, I., A. Gallardo y N. Edo. 2014. *Análisis de las tecnologías de valorización de residuos basadas en la gasificación*. Congreso Nacional de Medio Ambiente. Madrid: Conama. 24 al 27 de noviembre 2014, pp. 1-22.
- Sanlisoy, A. y M. O. Carpinlioglu. 2016. «A review on plasma gasification for solid waste disposal». *International Journal of Hydrogen Energy*. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.06.008>.
- Scarlat, N., V. Motola, J. F. Dallemand, F. Monforti-Ferrario y L. Mofor. 2015. «Evaluation of energy potential of Municipal Solid Waste from African urban areas». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 50: 1269-1286.
- Shen, Y., J. L. Linville, P. A. A. Ignacio-de Leon, R. P. Schoene y A. Urgun-Demirtas. 2016. «Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar». *Journal of Cleaner Production* 135: 1054-1064.
- Shrader-Frechette, K. 1985. *Science Policy, Ethics, and Economic Methodology*, 1.<sup>a</sup> ed. Florida: Springer.



- Soltani, A., R. Sadiq y K. Hewage. 2016. «Selecting sustainable waste-to-energy technologies for municipal solid waste treatment: a game theory approach for group decision-making». *Journal of Cleaner Production* 113: 388-399.
- Tan, S. T., W. S. Ho, H. Hashim, C. T. Lee, M. R. Taib y C. S. Ho. 2015. «Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia». *Energy Conversion and Management* 102: 111-120.
- Tozlu, A., E. Özahi y A. Abuşoğlu. 2016. «Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54: 809-815.
- Wang, G., L. Qin, G. Li y L. Chen. 2009. «Landfill site selection using spatial information technologies and AHP: A case study in Beijing, China». *Journal of Environmental Management* 90: 2414-2421.
- Xiong, J., T. S. A. Ng y S. Wang. 2016. «An optimization model for economic feasibility analysis and design of decentralized waste-to-energy systems». *Energy* 101: 239-251.
- Young, G. 2010. *Municipal Solid Waste to Energy Conversion Processes*. John Wiley and Sons.

## **Capítulo 2**

---

### **Valorización energética a partir de tratamientos térmicos**

## **2.1. Producción de combustibles sólidos a partir de residuos domiciliarios**

Antonio Gallardo Izquierdo, gallardo@uji.es

Natalia Edo-Alcón

Ismael Sánchez-López

*Universitat Jaume I (España)*

### **INTRODUCCIÓN**

Hasta hace pocas décadas, la gestión de residuos domiciliarios (RD) consistía en su eliminación mediante depósito en vertedero controlado. Sin embargo, en la actualidad ha experimentado una gran evolución para adaptarse a los principios del desarrollo sostenible. En la Unión Europea, la legislación comunitaria, a través de la Directiva 2008/98/CE sobre residuos, establece la obligación para sus estados miembros de fomentar el desarrollo de tecnologías limpias, la valorización de los residuos mediante políticas de reutilización, reciclado y recuperación, así como la utilización de los residuos como fuente de energía. Por tanto, se necesita un modelo de planificación y gestión de los RD basado en la prevención, reutilización, reciclado, recuperación y valorización energética que debe aplicarse de forma prioritaria tanto en la legislación como en la política de gestión.

Con el fin de obtener a partir de los RD productos que puedan tener interés económico, al tiempo que se minimiza su vertido, estos se pueden someter a distintos procesos de tratamiento. En función del objetivo establecido se elegirá la alternativa de tratamiento más adecuada. Existen tratamientos mecánicos cuya finalidad es recuperar parte de los materiales reciclables. Tratamientos biológicos basados en la transformación anaeróbica de su fracción orgánica para obtener biogás, así como en las transformaciones aeróbicas con el fin de producir compost o bioestabilizado. Otros tratamientos que suelen emplearse para la valorización de los RD son los procesos de carácter térmico: incineración, gasificación, pirolisis y tecnología de plasma.

No obstante, en la mayoría de estos tratamientos se genera una gran cantidad de rechazos al final del proceso, que en su mayoría se destinan a vertedero. Este material podría ser transformado en un combustible sólido recuperado (CSR) para su aprovechamiento energético, logrando por un lado reducir la cantidad de residuos vertidos y, por otro, generar energía a partir de ellos, con todas las ventajas económicas y medioambientales que esto conlleva.

En la actualidad, estos combustibles son utilizados principalmente en instalaciones de generación de energía, plantas de cogeneración, hornos de cemento y en procesos demandantes de calor, lo que supone un ahorro importante de energía

primaria (ERFO 2012). En Europa, los CSR están sujetos a unos parámetros específicos de calidad y deben cumplir una serie de estándares que aseguren una protección del medio ambiente, de las instalaciones de valorización y la calidad del producto final, si existe (como el caso de la industria cementera). Además, el contenido energético y mineral debe ser lo suficientemente estable en el tiempo y la forma física debe asegurar una manipulación y almacenamiento higiénico y seguro.

Finalmente, el tratamiento térmico de los CSR, así como de los RD mezclados, tiene algunas ventajas, como son: la reducción de masa y volumen; la destrucción de contaminantes orgánicos; la concentración e inmovilización de contaminantes inorgánicos y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la descomposición anaerobia de los residuos orgánicos presentes en los RD.

## **TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS**

Los RD pueden ser sometidos a diferentes procesos de tratamiento con el objetivo de obtener distintos subproductos que puedan tener un interés económico y minimizar su vertido. Por un lado, existen tratamientos mecánicos que tienen como finalidad la recuperación de parte de los materiales reciclables. Por otro, tratamientos biológicos basados en la transformación aeróbica de la fracción biodegradable para obtener compost (compostaje) o en la transformación anaeróbica con el fin de obtener biogás (biometanización). Finalmente, existen tratamientos térmicos cuya finalidad es minimizar la cantidad de residuos enviada a vertedero y obtener energía a partir de estos (incineración, gasificación, pirólisis y tecnología de plasma).

El tratamiento más extendido en Europa para los RD es el mecánico-biológico (TMB), el cual tiene como objetivo la recuperación de los materiales reciclables contenidos en estos y la bioestabilización de la materia orgánica. Respecto a los RD recogidos selectivamente, los principales tratamientos son: el TMB de la fracción orgánica recogida selectivamente (FORS) y el tratamiento mecánico de los envases ligeros.

### **Plantas de tratamiento mecánico biológico de RD**

Las instalaciones de TMB se pueden clasificar, en función del tipo de residuo entrante y de los subproductos que se obtienen, en tres tipos diferentes: las plantas de recuperación y compostaje (PRC), las plantas de recuperación, biometanización y compostaje (PRBC) y las plantas de compostaje de la FORS (PCFORS). En cuanto al tratamiento mecánico de los envases recogidos selectivamente, este se realiza en las plantas de selección de envases (PSE). A continuación se define el funcionamiento de cada una de ellas, sus rendimientos y los rechazos generados en estas.

## Plantas de recuperación y compostaje

A estas plantas llegan los RD mezclados. El tratamiento persigue dos objetivos: separar los materiales reciclables (vidrio, metales, plásticos, papel, cartón, etc.) y disminuir la capacidad de biodegradación de los RD, convirtiendo, mediante compostaje, la fracción biodegradable en un material bioestabilizado. Por tanto, el proceso llevado a cabo se puede dividir en dos etapas: la recuperación de materiales y el compostaje.

La etapa de recuperación de materiales comienza con la recepción de los RD y la alimentación de un trómel (pudiendo existir también un equipo abrebolsas). En el trómel se realiza una primera separación por tamaños, donde se separa la fracción orgánica o fina, cuyo destino es el tratamiento biológico. La fracción gruesa se somete a una nueva separación, en la que mediante métodos manuales o automáticos se recuperan los materiales reciclables. Los elementos no recuperados de esta corriente conforman el rechazo de la etapa de recuperación.

La etapa de compostaje consiste en la fermentación y maduración de la fracción orgánica (FO). Al producto final en Europa se le llama bioestabilizado, debido a que la FO procede de la separación mecánica de residuos mezclados, y el término *compost* se utiliza cuando la materia prima utilizada en el proceso es la FORS. El compostaje se puede llevar a cabo mediante tres tipos de sistemas: pilas en nave abierta, pilas o meseta en nave cerrada y en túneles. Una vez acabada esta etapa, el material resultante se somete a un proceso de afino mediante un trómel o una mesa densimétrica (existiendo también una recuperación del material férreo). De esta forma se obtienen tres corrientes: material bioestabilizado, material recuperado (férreo) y un rechazo. En la figura 2.1.1 se presenta el esquema del proceso de las PRC.

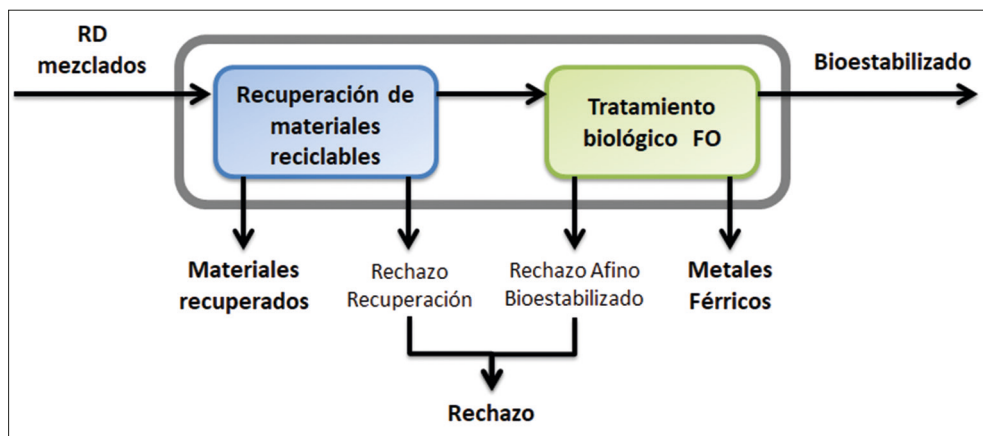


FIGURA 2.1.1. Flujo de materia en una PRC.

Con respecto a los rendimientos de este tipo de plantas, los datos presentados a continuación son los valores medios correspondientes a las PRC españolas para el año 2015. Estas instalaciones son las de mayor implantación y en ellas se trataron un 50 % de los RD mezcla generados ese año. La cantidad de materiales recuperados respecto a los residuos entrantes fue de un 6 %. Los componentes con mayor porcentaje de recuperación fueron, en este orden, los plásticos, el papel/cartón y los metales. En relación con el proceso de compostaje, alrededor de un 6 % del material entrante fue transformado en bioestabilizado y un 16 % correspondió a las pérdidas del proceso (emisiones gaseosas y líquidas). La producción de rechazo se situó en valores del 72 % respecto a los residuos entrantes. Estos rechazos se envían principalmente a vertedero y solo una pequeña parte se valoriza energéticamente. En 2015 se generaron 5,7 millones de toneladas de rechazo, de los cuales tan solo un 4,6 % se valorizó y el resto se destinó a depósitos controlados (MAPAMA 2017).

Finalmente, el rechazo de las PRC está formado por dos corrientes distintas (figura 2.1.1). El flujo procedente de la etapa de recuperación supone el 75 % del total de rechazo, mientras que el flujo de la etapa del afino del bioestabilizado supone un 25 %. En la tabla 2.1.1 se muestra la composición de cada uno de los dos flujos, así como la del rechazo global.

TABLA 2.1.1. Composición del rechazo de las PRC (porcentaje en peso)

Componente (%)	Rechazo recuperación de materiales	Rechazo afino del bioestabilizado	Rechazo global
Papel/cartón	31,7	22,3	29,4
Plásticos	30,5	13,8	26,3
Materia orgánica	12,7	21,4	14,9
Textil	8,9	2,2	7,4
Brik*	2,3	-	1,7
Madera	1,9	2,0	1,9
Metales	4,7	3,4	4,4
Vidrio	0,4	24,7	6,4
Inertes	0,4	9,7	2,7
Otros	6,5	0,5	4,9

*Fuente:* Inventario y catálogo de residuos de la Comunidad Valenciana.

\*Envases de material compuesto que contienen bebidas.

Como se observa en la tabla 2.1.1, tanto las dos subcorrientes de rechazo como la global están formadas principalmente por material combustible, siendo del 94,5 % para el de recuperación, 60,2 % para el de afino y 86,5 % para el global. Este material combustible está compuesto principalmente por papel/cartón y plásticos que tienen un poder calorífico elevado, por lo que la valorización energética de este tipo de rechazos puede ser una opción de tratamiento adecuada.

## Plantas de recuperación, biometanización y compostaje

En estas instalaciones se tratan principalmente residuos mezclados, aunque en algunas de ellas también se trata la FORS (en este caso se obtendría compost en lugar de bioestabilizado). Como en las PRC, en primer lugar, se separa la fracción orgánica que se destina a biometanización y, en segundo, se recuperan los diferentes materiales reciclables.

La biometanización consiste en el tratamiento anaerobio de la fracción orgánica. Para ello, esta se disgrega y se mezcla con agua. A continuación, la suspensión pasa a través de una criba y un sedimentador, donde se eliminan los materiales no diluidos, y entra en el digestor. Tras el proceso biológico se obtienen dos subproductos: un biogás, que puede ser utilizado como combustible alternativo, y unos fagos o digestato.

El compostaje del digestato conforma la última etapa del tratamiento. Los fagos se mezclan con astillas de madera o residuos de poda y se procede a su descomposición aerobia. El proceso se puede llevar a cabo utilizando cualquiera de los sistemas explicados en las PRC. Tras la etapa de maduración y el afino del material se obtiene el bioestabilizado (compost si proviene de la FORS).

En la figura 2.1.2 se presenta un esquema del proceso en el que se observan los flujos resultantes.

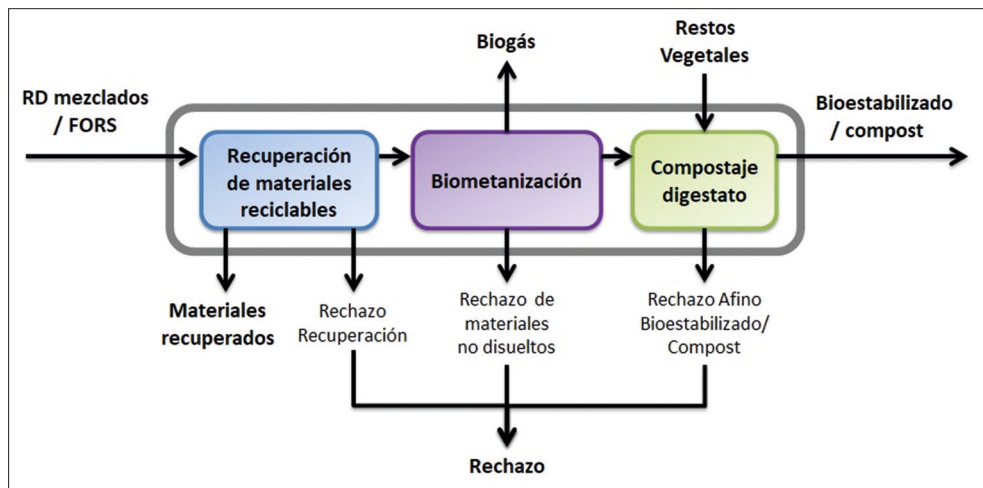


FIGURA 2.1.2. Flujo de materia en una PRBC.

Con respecto a los datos de rendimiento, a continuación se exponen los publicados por el MAPAMA para España en el año 2015. En este tipo de instalaciones se trataron el 17 % de los RD mezcla generados en ese año, produciéndose de media por cada tonelada de residuos 20,5 m<sup>3</sup> de biogás. Para las PRBC la cantidad de materiales recuperados respecto a los residuos entrantes fue de aproximadamente el 5 %. El plástico fue el componente de mayor recuperación, seguido por los metales y el

papel/cartón. Respecto a la producción de bioestabilizado, en torno a un 6 % de los RD que entraron en las plantas fue transformado en este material. Con relación al rechazo producido, este fue de alrededor del 78 % respecto a la entrada. Como en el caso de las PRC, este rechazo tiene como destino principal el vertedero. En el 2015, de los 2,4 millones de toneladas de rechazo que generaron, se valorizó energéticamente un 16 % (MAPAMA 2017).

Los valores de producción de rechazo de las PRBC, así como el porcentaje de recuperación de materiales y el de producción de bioestabilizado, son muy parecidos a los que se dan en la PRC. La composición de los rechazos en las PRBC es similar a la de los generados en las PRC (tabla 2.1.1).

### *Plantas de compostaje de la FORS*

Estas instalaciones aparecen cuando el sistema de gestión de residuos incluye la separación en origen y posterior recogida selectiva de la FORS presente en los RD. La FORS está formada por materia orgánica biodegradable y una pequeña cantidad de impropios. En las PCFORS el material entrante se somete a un proceso de limpieza y recuperación de materiales, metales férricos principalmente, con el objetivo de acondicionarlo para la etapa de compostaje. Tras el proceso biológico, el material se afina y se obtiene un compost y un rechazo de afino.

En la figura 2.1.3 se presenta un esquema del proceso de tratamiento de la PCFORS en el que se observan los flujos resultantes.

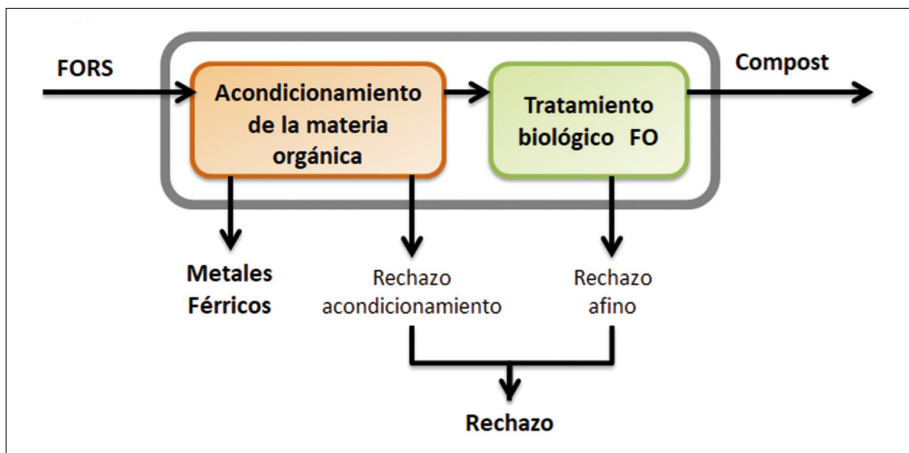


FIGURA 2.1.3. Flujo de materia en una PCFORS.

A continuación, se presentan datos de rendimiento referidos a España para el 2015, donde un 14 % de los residuos recogidos separadamente fueron tratados en las PCFORS. En estas instalaciones, alrededor de un 22 % de la FORS entrante fue



transformada en compost, siendo las pérdidas medias del proceso (emisiones gaseosas y líquidas) de un 50 % y la recuperación de metales de un 1 %. Con respecto a la producción del rechazo, esta fue de en torno al 27 % del material entrante. Si se compara este valor con las otras dos instalaciones, la PRC y la PRBC, se observa que la producción de rechazo en las PCFORS es mucho menor. Esto se debe a que la materia prima entrante tiene un menor contenido de impropios, como consecuencia se obtiene un compost de mayor calidad y un menor volumen de rechazos. El rechazo generado por estas instalaciones fue de 117.500 toneladas, el cual fue destinado a vertedero casi en su totalidad (99,5 %) (MAPAMA 2017).

En estas instalaciones también existen dos corrientes diferentes de rechazos. Por un lado, el rechazo grueso de acondicionamiento que corresponde a la eliminación de impropios de la materia orgánica y, por otro, el rechazo de afino del compost. En la tabla 2.1.2 se muestra la composición de ambos rechazos (Bernard 2013).

TABLA 2.1.2. Composición del rechazo de las PCFORS (porcentaje en peso)

Componente (%)	Rechazo grueso	Rechazo afino del compost
Material biodegradable	82,4	91,6
Plástico	6,3	1,1
Textil	2,1	2,1
Vidrio	7,2	4,3
Inertes	1,4	0,5
Metales	0,5	0,4
Residuos peligrosos	0,1	-

Fuente: Bernard 2013.

En la tabla 2.1.2 se observa que la fracción mayoritaria para ambas corrientes es el material biodegradable, principalmente materia orgánica de gran tamaño en el caso del rechazo grueso, y material estructurante (residuos de jardinería y poda) en el caso del rechazo de afino. El porcentaje de material combustible de los rechazos es de un 90,8 % para el rechazo grueso y un 94,8 % para el rechazo de afino (tabla 2.1.2).

### ***Plantas de selección de envases***

Este tipo de instalaciones aparece cuando el sistema de gestión de residuos incluye la recogida selectiva de envases (plásticos, metales y brik). Las PSE tienen como objetivo clasificar y separar, con el mayor grado de calidad posible, los diferentes materiales reciclables (PET, PEAD, PP, PVC, plástico film, brik, aluminio, férricos, etc.), mediante distintos procesos mecánicos y ópticos.

El proceso de tratamiento llevado a cabo en estas es similar al que se da en la etapa de recuperación de las PRC. En primer lugar, los residuos entran en un trómel

(también puede existir un abrebolsas) donde se realiza una primera separación por tamaños, envases ligeros del material fino. Los envases pasan a continuación a un separador balístico que los clasifica en: material ligero y plano (film y papel/cartón) y material pesado y rodante (envases). A continuación, las diferentes corrientes pasan a la etapa de selección de materiales, la cual puede ser manual (en cabina de selección) o automática (con separadores ópticos, magnéticos y neumáticos). Como resultado se obtienen varios flujos de materiales reciclables y una corriente de rechazo que es una mezcla de impropios y envases no recuperados (figura 2.1.4).

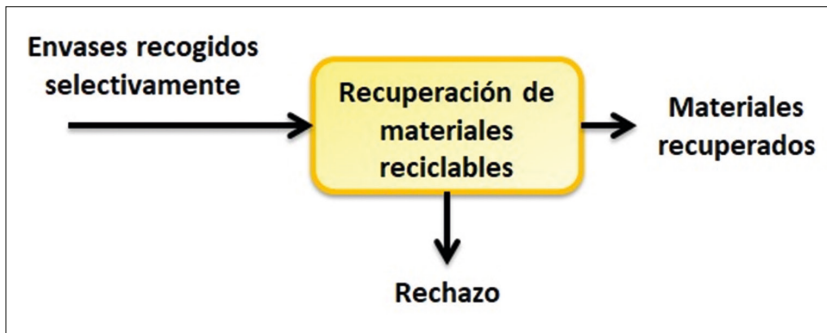


FIGURA 2.1.4. Flujo de materia en una PSE.

En España, el 19 % de los residuos recogidos de forma selectiva en el 2015 fueron tratados en las PSE (MAPAMA 2017). El porcentaje de rechazo de este tipo de instalaciones se encuentra alrededor del 42 % (Edo-Alcón 2012), lo que supone una recuperación del 58 % del material entrante. En los últimos años, debido a la mayor automatización de las PSE, el rendimiento de estas plantas ha mejorado. ECOEMBES, en su informe anual de 2016, indica que para ese año la efectividad de sus PSE fue del 85 %. Esta efectividad se calcula dividiendo la cantidad de envases ligeros seleccionados entre la cantidad de envases ligeros contenidos en los residuos que llegan a la planta. Los metales son los componentes de mayor recuperación, seguidos por los plásticos. Finalmente, en la tabla 2.1.3, se muestra la composición del rechazo generado en varias PSE de la Comunitat Valenciana (España).

Como se observa en la tabla 2.1.3, el rechazo de las PSE está formado principalmente por componentes con un alto poder calorífico, siendo el porcentaje total de material combustible del 86 %. Al igual como ocurre con el rechazo de las PRC, el generado en estas instalaciones también tiene un elevado potencial para su valorización energética.

Tabla 2.1.3. Composición del rechazo de las PSE

Componente (%)	Rechazo
Plástico rígido	38,3
Materia orgánica	19,8
Papel/cartón	9,2
Vidrio	7,8
Metales	5,0
Plástico film	4,3
Residuos peligrosos	3,3
Brik	2,9
Textil	2,6
Celulosa sanitaria	2,2
Gomas y cueros	1,8
Inertes	1,6
Corcho y espumas	1,1
Madera	0,2

## LOS COMBUSTIBLES SÓLIDOS RECUPERADOS

Una de las principales alternativas para la valorización de los rechazos generados en el tratamiento de los RD es su conversión en un combustible sólido recuperado (CSR) (Velis et al. 2010). La normativa de la Unión Europea define los CSR como aquellos combustibles producidos a partir de residuos no peligrosos, tras su adecuado tratamiento, y que cumplen los requisitos de clasificación y especificaciones establecidas en la norma CEN/TS 15359 (2012). Para su fabricación es necesario la eliminación del material no combustible, trituración, secado y, en algunos casos, pelletización (Pressley et al. 2014; Nasrullah et al. 2015). La transformación de los RD o los rechazos de su tratamiento en un CSR atiende a dos propósitos: reducir el volumen de residuos enviados a vertedero y proporcionar combustibles alternativos a las industrias que hacen un uso intensivo de energía no renovable.

En Europa, los CSR están sujetos a unos estándares de calidad que aseguren una protección al medio ambiente y a los equipos utilizados para su combustión. Dicha estandarización ha sido llevada a cabo por el Comité Europeo de Estandarización mediante el paquete de normas elaboradas por el comité técnico CEN/TC 343-Solid Recovered Fuels. Estas normas establecen los métodos que deben llevarse a cabo para la determinación de diferentes propiedades que permiten caracterizar los CSR y definen aquellos parámetros que son importantes para su calidad. En este sentido, la norma CET/TS 15359 (2012): Combustibles sólidos recuperados: especificaciones y clases establece un sistema de clasificación de calidad de los CSR basado en los valores límite de tres parámetros de distinta naturaleza: el poder

calorífico inferior (PCI) (económica), el contenido en cloro (técnica) y el contenido en mercurio (ambiental).

Cada uno de estos parámetros se divide en cinco clases con sus correspondientes valores límite (tabla 2.1.4). Al CSR se le asigna un número del 1 al 5 en función del valor obtenido para cada uno y la combinación de estos números constituye el código de clase. Aquellos materiales a los cuales no se les pueda asignar un código de clase no serán considerados como CSR.

TABLA 2.1.4. Parámetros sistema de clasificación del CSR, UNE-EN 15359:2012

Características de clasificación	Medida estadística	Unidad	Clases				
			1	2	3	4	5
PCI	Media	MJ/kg	$\geq 25$	$\geq 20$	$\geq 15$	$\geq 10$	$\geq 3$
cl	Media	%	$\leq 0,2$	$\leq 0,6$	$\leq 1,0$	$\leq 1,5$	$\leq 3$
Hg	Mediana	mg/MJ	$\leq 0,02$	$\leq 0,03$	$\leq 0,08$	$\leq 0,15$	$\leq 0,50$
	Percentil 80	mg/MJ	$\leq 0,04$	$\leq 0,06$	$\leq 0,16$	$\leq 0,30$	$\leq 1,00$

Adicionalmente, algunos países como Alemania, Italia, Finlandia, Austria, Suiza o Reino Unido han definido sus propios estándares de calidad para los CSR (Flamme y Geiping 2012; Gallardo et al. 2014). Además, estos pueden variar en función del tipo de instalación (hornos de cemento, centrales eléctricas o instalaciones de coincineración) (Lorber et al. 2012). En este sentido, en España existen unas características mínimas que los CSR han de cumplir para poder ser valorizados en cementeras, las cuales están establecidas en las Autorizaciones Ambientales Integradas de cada instalación (CEMA 2015). En la tabla 2.1.5 se muestran los principales límites impuestos por algunos de estos países.

TABLA 2.1.5. Estándares de calidad para el CSR

Parámetro	Estándares generales			Estándares de hornos de cemento			
	Austria	Finlandia	Italia	EURITS	Austria	España	Suiza
Humedad (%)			<25			<1	<10
PCI (MJ/kg)	11-16		15	15	15-20	7	25,1-31,4
Cenizas (%)	<20		20	5	<20	<10	0,6-0,8
CL (%)	<0,8-1	<0,15	0,9	0,5	<0,8-1	<1-3	<1
S (%)		<0,20	0,6	0,4		<3	<0,5
N (%)		<1		0,7		<3	
Hg (ppm)	1,13	<0,1			1,3	10	<5
Cd (ppm)	2,55	<1			4		<5
Pb (ppm)	225		200		350	<2.500	<100
Cr (ppm)	285		100		440	<1.500	<30

Tabla 2.1.5. (cont.)

Parámetro	Estándares generales			Estándares de hornos de cemento			
	Austria	Finlandia	Italia	EURITS	Austria	España	Suiza
Zn (ppm)			500	500			<2.000
Ni (ppm)	105		40		175		<10

Fuente: Flamme y Geiping 2012; Gallardo et al. 2014, Lorber et al. 2012.

Respecto a la caracterización como combustibles de los rechazos de las plantas de tratamiento de RD, se han publicado diferentes trabajos de investigación. En la tabla 2.1.6 se exponen los resultados obtenidos en varios de ellos para distintos países.

En la Unión Europea se estima que las cantidades totales de CSR producidas a partir de RD suman alrededor de once millones de toneladas al año (ERFO 2012). Además, esta capacidad de producción está viéndose incrementada en numerosos países con la construcción de nuevas instalaciones de tratamiento de RD. Estos combustibles, con un contenido en material biodegradable elevado (50-60 %), contribuyen a la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub>, ya que el dióxido de carbono liberado por la combustión de la fracción biodegradable no contabiliza en el cómputo de emisiones (Directiva 2003/87/CE). A continuación, se expone una tabla donde se muestra la producción estimada y uso final de los CSR en el 2010 para algunos países de la Unión Europea.

Tabla 2.1.6. Caracterizaciones de rechazos del tratamiento de RD, expresados en materia seca

	País	Tipo de rechazo	Parámetro				
			Humedad (%)	PCI (MJ/Kg)	Cenizas (%)	Cl (%)	Hg (ppm)
Server et al. (2015)	Turquía	RDF-A	1,6	22,1	12,9	0,29	-
		RDF-B	14,8	19,2	14,9	0,32	-
Di Lonardo et al. (2016)	Italia*	DLF	29,18	14,00	17,35	0,32	0,31
		HR	31,93	10,45	21,59	0,27	0,37
		SR	24,68	8,54	45,93	0,49	0,45
Bessi et al. (2016)	Italia*	SRF-F	17,8	18,4	7,1	0,3	0,18
		SRF-L	14,7	18,1	11,9	0,4	0,36
		SRF-S	31,4	12,7	13,4	0,3	0,12
		SRF-P	12,5	17,5	18,5	0,2	0,18
		SRF-MS	11,6	21,5	9,1	0,2	0,22
Gallardo et al. (2014)	España	RF	34,46	21,36	10,69	0,34	82,66

TABLA 2.1.6. (cont.)

	País	Tipo de rechazo	Parámetro				
			Humedad (%)	PCI (MJ/Kg)	Cenizas (%)	Cl (%)	Hg (ppm)
Edo-Alcón et al. (2016)	España	RRA	14,03	22,16	10,31	0,91	0,13
		RRM	31,77	19,90	22,84	0,74	0,05
		RAB1	40,55	15,00	24,73	0,70	0,36
		RAB2	28,52	11,22	43,33	0,64	0,74
		RAC1	20,21	17,27	20,76	1,71	0,06
		RAC2	12,98	7,99	60,04	0,67	0,05

Notas:

\* En estos trabajos el PCI y el Hg están expresados sobre materia húmeda

RDF-A: Rechazo de recuperación de materiales de PRC, proceso de secado en planta

RDF-B: Rechazo de recuperación de materiales de PRC

DLF: Rechazo ligero de recuperación de materiales de PRC

HR: Rechazo pesado de recuperación de materiales de PRC

SR: Rechazo afino del bioestabilizado de PRC

SRF-F: Rechazo de recuperación de materiales refinado de PRC

SRF-L: Rechazo de recuperación de materiales sin refinar de PRC

SRF-S: Rechazo afino de PRC

SRF-P: Rechazo de recuperación automática de materiales de PRC

SRF-MS: Rechazo de recuperación de materiales de PSE

RF: Rechazo de recuperación manual de materiales de PRC

RRA: Rechazo de recuperación automática de materiales de PRC

RRM: Rechazo de recuperación manual de materiales de PRC

RAB1: Rechazo de afino primario del bioestabilizado de PRC

RAB2: Rechazo de afino secundario del bioestabilizado de PRC

RAC1: Rechazo de acondicionamiento de la FORS de PCFORS

RAC1: Rechazo del afino secundario del compost de PCFORS

Como se observa en la tabla 2.1.7, Alemania es el mayor productor de CSR, con más de la mitad de la producción europea le siguen Italia, Austria y Polonia. En la mayoría de los países los CSR son utilizados en los hornos de cemento (salvo para Alemania, donde se destinan principalmente a plantas de cogeneración), puesto que las características del proceso productivo del cemento permiten su valorización utilizándolos como sustitutos de los combustibles fósiles tradicionales. Además, el uso de CSR en cementeras u otras instalaciones que hacen un uso intensivo de energía no renovable ofrece, por un lado, la utilización de un combustible más económico para las empresas y, por otro, unos beneficios ambientales en relación con la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, de residuos destinado a vertedero y del coste de su gestión (Kara 2012; Lamas et al. 2013).

TABLA 2.1.7. Producción estimada y uso final de los CSR en Europa

País	Producción CSR		Uso final (kt/año)					
	N.º inst.	(kt/año)	Hornos de cemento	Centrales de carbón	Plantas de gasificación	Plantas de cogeneración	Incinerado de RD	Export.
Austria		580	230	0	0	250		100
Bélgica	8	465	150					-
Finlandia	>30	700	60		35	450	300	
Francia	10	200	100			100		-50
Alemania	>100	6150	1900	750		3500		0
Irlanda		200						10
Italia		830	150		0			0
Holanda	>5	120	30	0	0	40	10	
Polonia		590	850					
España	7	224	224					0
Suecia		280	60			430		-210
Reino Unido	14	765	200					70
Total	>175	11104	3694	750	35	4770	310	

Fuente: ERFO 2012.

Nota: En la tabla anterior, el CSR comprende las siguientes fracciones: combustible de las fracciones con alto poder calorífico del RD en masa y mezcla de residuos comerciales y de residuos específicos. Los CDR de residuos de madera, neumáticos y lodos de depuradora están excluidos en los datos mostrados.

## PROCESOS DE TRATAMIENTO TÉRMICO DE LOS RESIDUOS

Los procesos de tratamiento térmico son un componente esencial de un sistema de gestión integrado de los RD, como confirman numerosos investigadores (Brunner et al. 2004; Porteous 2005; Psomopoulos et al. 2009). Sus principales ventajas son:

- Gran reducción del residuo en peso (sobre 70-80 %) y en volumen (sobre 80-90 %) (Consonni et al. 2005).
- Ahorro drástico de espacio, ya que se ocupa mucho menos espacio en vertedero para la misma cantidad de RD. Psomopoulos et al. (2009) estimaron que una planta de valorización energética que procesa 1 Mt/año durante treinta años requiere menos de 100.000 m<sup>2</sup> de espacio, comparado con los 300.000 m<sup>2</sup> que serían necesarios para depositar en vertedero 30 Mt de RD.
- Destrucción de los contaminantes orgánicos, como los hidrocarburos halogenados (Mckay 2002; Buekens y Cen 2011).

- Concentración e inmovilización de contaminantes inorgánicos, los cuales pueden ser tratados y eliminados de forma segura (ISWA 2008; Samaras et al. 2010).
- Reciclado de metales férricos y no férricos de las cenizas y escorias (ISWA 2006).
- Reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la descomposición anaerobia de los residuos orgánicos incluidos en los RD. Psomopoulos et al. (2009) estimaron que se deja de emitir una tonelada de CO<sub>2</sub> por cada tonelada de RD procesada térmicamente, respecto a si fuese depositada en vertedero.
- Evitan cargas medioambientales (Arena et al. 2003; Azapagic et al. 2004), ya que las regulaciones en cuanto a emisiones son mucho más severas frente a otras fuentes generadoras de energía.

En función de la cantidad de oxígeno presente en el proceso, existen diferentes tecnologías aplicables al tratamiento térmico de los RD. Los procesos térmicos más utilizados son: combustión controlada o incineración, pirólisis y gasificación (Elías et al. 2005; Bayard 2010). Las tres tecnologías presentan variaciones en sus condiciones de operación y también en sus productos finales. La incineración ha sido la más utilizada internacionalmente. Los procesos de gasificación y pirólisis a gran escala aún están siendo desarrollados.

## **Combustión controlada**

La combustión controlada (incineración) consiste en un proceso de combustión en medio oxidante a una temperatura de 850-1.100 °C. El objetivo es, por un lado, la reducción del volumen y peso de los residuos y, por otro, la recuperación de parte de la energía calorífica contenida en estos para la producción de electricidad, vapor o calefacción. Posteriormente a la incineración, los efluentes, las emisiones atmosféricas y las cenizas deben ser tratados adecuadamente.

Además del exceso de oxígeno, existe una serie de parámetros importantes relacionados con la optimización del proceso. Estos son: la temperatura mínima de combustión, que según el Capítulo IV de la Directiva 2010/75/CE del Parlamento y del Consejo sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación) debe ser de 850 °C, o de 1.100 °C cuando los residuos son peligrosos y contienen más del 1 % de sustancias organohalogenadas (expresadas en cloro); el tiempo mínimo de permanencia a la temperatura mínima de combustión tras la última inyección de aire, que será de dos segundos, y la turbulencia, que será el parámetro que facilite la interacción entre las moléculas presentes.

Mayoritariamente, las tecnologías de combustión controlada son las más extendidas para la valorización energética de los RD. Estas se han desarrollado para diferentes tipos y formas físicas de residuos, destacándose diseños de inyección líquida, hornos rotatorios, hornos fijos y lechos fluidizados (Oppelt 1986; Kisuk CPE



1998). Sus capacidades normales de tratamiento oscilan entre las 3 y las 50 t/h por línea, y posibilitan el tratamiento de residuos con PCI entre 5,86 y 18,83 MJ/kg sin añadir combustible auxiliar (Muruais et al. 2010). Según Wilson et al. (2013), en términos de eficiencia de conversión a electricidad, con una tonelada de RD pueden ser generados entre 0,4 y 0,7 MW/h de energía eléctrica.

La opción del horno de parrilla es la más extendida. Con esta no se requiere selección o triturado previo y puede tolerar grandes variaciones en composición y poder calorífico de los residuos. El lecho fluidizado tiene unos costes de capital y mantenimiento más bajos que el horno de parrilla, proporciona una mayor eficiencia térmica total y puede aprovecharse un amplio rango de combustibles tanto sólidos como líquidos. Sin embargo, requiere un control en el tamaño y la composición de los residuos que generalmente necesitan un pretratamiento (Arena et al. 2011).

Además de estos dos tipos de tecnologías de combustión controlada, existen otros que son usados en función principalmente del tipo de residuo que debe valorizarse (tabla 2.1.8).

TABLA 2.1.8. Comparación de tecnologías usadas en combustión controlada

Tipo de residuo	Tipo de horno			
	Parrillas	Lecho fluidizado	Rotativo	Inyección líquida
Granular, homogéneo	Adecuado	Adecuado	Adecuado	-
Irregular	Muy adecuado	-	Adecuado	-
Sólido con bajo punto de fusión	-	Adecuado	Adecuado	-
Orgánico con cenizas fundibles	Muy adecuado	-	Adecuado	-
Residuo a granel voluminoso	-	-	Muy adecuado	-
Vapores orgánicos	Adecuado	Adecuado	Muy adecuado	Adecuado
Líquidos orgánicos	-	-	Adecuado	Muy adecuado
Fangos con carga halogenada	-	-	Adecuado	Adecuado
Fangos orgánicos	-	Adecuado	Adecuado	-

Fuente: A. Lleó (2008).

## Pirólisis

La pirólisis es otro proceso de valorización energética de RD, aunque menos experimentado. El proceso consiste en el calentamiento de un material combustible en un rango de temperatura de 500 a 900 °C en ausencia total o casi total de oxígeno, donde su parte volátil es vaporizada por calor. La reacción da lugar a tres productos:

un vapor, que puede ser condensado a líquido en forma de aceites ligeros (mezclas de benceno, tolueno, xileno y otros), gases (hidrógeno, nitrógeno, metano, etano, propano, butano, pentano, amoníaco, oxígeno y monóxido y dióxido de carbono) y un residuo sólido (carbón, alquitrán, cenizas, sales y metales reducidos). Según la temperatura, el tiempo de reacción, el tipo de residuo, el estado de disgregación, la presión, la presencia de catalizadores, etc., el producto final podrá pertenecer a una u otra de las fases descritas.

Existen diversos diseños de plantas pirolíticas para el tratamiento de RD. En la siguiente tabla se pueden ver algunos de aplicación a los RD.

TABLA 2.1.9. Sistemas pirolíticos de RD

Tipo de pirólisis	Tipo de plantas	
	Producción de gas combustible	Producción de líquido combustible
Pirólisis convencional	Sistema Landgard Sistema Austin	Sistema de la Compañía de Desarrollo e Investigación de Garret, EUA
Pirólisis a altas temperaturas	Sistema de Torrax	Sistema de la Corporación de Investigación y Desarrollo Urbano, EUA

La parte principal de todas ellas es el reactor de pirólisis, que consta de una cámara calentada con un gas, hermética y revestida con un material aislante. Los reactores pueden ser discontinuos, Auger, lechos fluidizados, conos rotatorios, etc. Los sistemas pirolíticos desarrollados pueden agruparse en dos categorías: los que utilizan una pirólisis convencional y los que desarrollan pirólisis a altas temperaturas. Estos últimos son similares a los procesos de combustión controlada a alta temperatura (incineración), aunque en la pirólisis los gases se producen en una cámara posterior al reactor pirolítico y separadamente de los RD, y en un incinerador los gases combustibles se incineran junto a los RD.

## Gasificación

La gasificación consiste en la descomposición térmica de residuos mediante oxidación parcial de un sustrato carbonoso en condiciones subestequiométricas de aire, oxígeno o en presencia de otros agentes gasificantes como vapor de agua (Dogru et al. 2005). Esta reacción genera una mezcla de gases que recibe el nombre de gas de síntesis o syngas. El gas de síntesis contiene concentraciones variables de CO, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>, así como de otros hidrocarburos ligeros. Los rendimientos obtenidos y las características de los gases producidos en la gasificación dependen, principalmente, de las condiciones presentes en la reacción (temperatura, presión, agente gasificante y tiempo de reacción), del tipo de reactor utilizado (lecho fijo *Updraft* y *Downdraft*, lecho fluidizado y de arrastre de gas) y de la aplicación de distintos sistemas de tratamiento y limpieza de los gases producidos.

La gasificación de los materiales combustibles se puede realizar en diferentes reactores. El tipo de gasificador condiciona la cinética de reacción, los rendimientos, la composición de los productos y la formación de especies contaminantes (Elías 2005; Good et al. 2005; Knoef 2005). Existen diversas posibilidades para clasificar los distintos tipos de gasificadores en función del tipo de agente gasificante, del tipo de contacto gas-sólido, la dirección y velocidad relativa gas-sólido, la presión de trabajo y la forma de aportar el calor al reactor. En la tabla 2.1.10 se pueden observar algunos de los reactores más comercializados.

La presencia de distintos agentes gasificantes influye en la composición de los gases de reacción (Hackett et al. 2004), lo que determinará su poder calorífico y sus aplicaciones potenciales como combustible o en procesos de síntesis química (European Commission 2001; Fytily y Zabaniotou 2008). Estos se introducen para aportar calor y fluidizar el sólido y es necesario que el agente gasificante escogido contenga el oxígeno necesario para la combustión parcial del residuo empleado.

En función de la composición, poder calorífico y presencia de sustancias contaminantes (alquitranes, azufre, cenizas), los gases de síntesis pueden emplearse como combustibles en turbinas, motores de combustión interna o calderas. El empleo de gas de síntesis para la producción de metanol, amoníaco y combustibles líquidos (Fischer-Tropsch) también es otro uso bastante frecuente. Actualmente, se busca aumentar la proporción de hidrógeno y reducir la presencia de monóxido de carbono para que el syngas pueda utilizarse como alimentación en pilas de combustibles.

TABLA 2.1.10. Tipos de gasificadores más comercializados

Tipo de reactor	Características		
	Proceso	Empresa comercializadora	Agente gasificante
Lecho descendente (fijo)	Sin fusión de cenizas	Lurgi	Aire u oxígeno
		Foster Wheeler Stoic	Aire
		Babcock W-D	Aire u oxígeno
	Con fusión de cenizas	Lurgi British Gas	Oxígeno
Lecho fluidizado	Sin aglomeración	Winkler	Aire u oxígeno
	Con aglomeración	Westinghouse	Aire u oxígeno
Lecho de arrastre	Alimentación seca	KBW	Oxígeno
		Shell	Aire u oxígeno
		Combustion Engineering	Aire u oxígeno
	Alimentación Slurry	Texaco	Aire u oxígeno
	Medio fundido	Saaberg-Otto	Aire u oxígeno
Reactor rotativo		KILnGAS	Aire

Fuente: Perales (2002).

Se puede afirmar que no existe una estequiometría exacta del proceso de gasificación, ya que varía de forma evidente según distintos parámetros, como la velocidad de calentamiento, el tiempo de permanencia de los gases en los reactores y la temperatura que se alcance en el proceso. Finalmente, se alcanza un gas de composición estable que más tarde será empleado en alguna aplicación para la producción de energía, como: procesos de combustión; combinación con gas natural en calderas comerciales para producir energía térmica; motores de combustión interna para producir energía eléctrica y térmica, y turbinas de gas para producir energía eléctrica.

## **Tecnología de plasma**

Existe una variante de la gasificación que merece una mención especial llamada gasificación por plasma. El plasma es la ionización de un flujo gaseoso, eléctricamente neutro, por medio de un campo electromagnético. Es un gas ionizado que contiene partículas eléctricamente cargadas (electrones e iones), neutras (átomos, moléculas y fotones) y átomos excitados. Además, conduce la electricidad y es sensible a los campos magnéticos. Las antorchas de plasma consiguen concentrar mucha energía ( $105 \text{ W/cm}^2$ ) en una zona reducida por medio de la ionización con arco eléctrico de un gas (generalmente aire). La temperatura que se alcanza es de 2.000 a 4.000 °C, por lo que se consigue vitrificar las cenizas y eliminar completamente la fracción orgánica.

Un reactor con antorcha de plasma consiste en un recipiente con una cantidad de oxígeno subestequiométrico donde la altísima temperatura producida permite romper los enlaces moleculares, formando un gas de síntesis y una lava fundida que al enfriar se transforma en un producto vítreo inerte. Por tanto, este tipo de reactor transforma los residuos en un material vitrificado (corriente sólida) y un gas combustible, compuesto principalmente por  $\text{H}_2$ , CO y N, CL y S, siendo la reducción en peso y en volumen superior al 90 %. El gas de síntesis generado contiene polvo (partículas) y otros elementos indeseables, por lo que debe someterse a un proceso de limpieza para que pueda ser apto su aprovechamiento energético. Para el caso de los RD, la limpieza del gas consiste en la eliminación de partículas, la separación de azufre y mercurio y la supresión de metales pesados.

El plasma es una forma novedosa de gasificación de residuos (Moustakas et al. 2005; Lemmens et al. 2007). Desde el punto de vista técnico, el plasma es útil para residuos que contengan sustancias orgánicas e inorgánicas. Las ventajas del uso de esta tecnología son:

- La rapidez del tratamiento.
- Una efectiva transmisión de calor.
- La energía recuperada es superior al equivalente térmico de la electricidad consumida (excepto para residuos con PCI bajos).
- La obtención de un gas de síntesis con gran poder calorífico y libre de alquitranes.

- Una fusión de los compuestos inorgánicos con la formación de una lava vítrea inerte. El azufre aparece en forma de torta. Ambos son aprovechables.
- Emplear un material fluidizante mejora la viscosidad de la lava y proporciona la basicidad necesaria para garantizar la no lixiviabilidad de los metales pesados y sus óxidos.
- Una mínima producción de rechazos; ausencia de dioxinas, furanos, cenizas y escorias.
- Una tecnología flexible respecto a la materia prima utilizada, permitiendo mezclar distintos materiales residuales.

Los inconvenientes son los siguientes:

- Las elevadas temperaturas dañan las paredes refractarias.
- El funcionamiento del plasma es muy sensible a las alteraciones del voltaje.
- Los costes de instalación y explotación son altos.

## Recuperación vs. eliminación

La legislación de la Unión Europea va más allá del hecho de la eliminación de los RD por procesos térmicos. Mediante la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos admite la incineración de RD como operación de recuperación o valorización energética de residuos. Para ello debe cumplir una eficiencia energética ( $EE$ ) mínima mediante la aplicación de la fórmula R1 (Ecuación 1), a la que se hace referencia en su Anexo II, relativo a operaciones de valorización (R de *recovery*). Si no se alcanzan los valores mínimos exigidos en cuanto a eficiencia energética ( $EE = 0,60$  tratándose de instalaciones en funcionamiento y autorizadas conforme a la legislación comunitaria aplicable desde antes del 1 de enero del 2009, o  $EE = 0,65$  tratándose de instalaciones autorizadas después del 31 de diciembre del 2008), tal proceso se considerará una operación de eliminación, categorizándose como D10 (D de *disposal*), según el Anexo I de dicha directiva.

Estos requisitos de  $EE$  equivalen a que la energía producida por una planta de valorización sea, como mínimo, del 60 o 65 % de la energía que produciría, en forma de electricidad o de calor, una planta clásica que utilice combustibles convencionales.

$$EE = (E_p - (E_f + E_i)) / (0,97 \times (E_w + E_f)) \quad (1)$$

Donde:

$E_p$ : Energía anual producida como calor o electricidad (GJ/año), que se calcula multiplicando la energía en forma de electricidad por 2,6 y el calor producido para usos comerciales por 1,1. El factor 2,6 para electricidad está basado en un coeficiente medio europeo de las plantas que usan carbón en un 38 %, lo cual significa una demanda energética de 2,6 kW para la producción de 1 kW de electricidad. El factor

1,1 para generación de calor está basado a su vez en un coeficiente medio europeo de las plantas de generación de calor del 91 %.

Ef: Aportación anual de energía al sistema a partir de los combustibles que contribuyen a la producción de vapor (GJ/año).

Ew: Energía anual contenida en los residuos tratados, calculada utilizando el PCI de los residuos (GJ/año).

Ei: Energía anual importada excluyendo Ew y Ef (GJ/año).

El factor 0,97 representa las pérdidas de energía debidas a las cenizas de fondo y la radiación.

Se puede observar cómo en la fórmula R1 el término Ep (energía producida) está restado por «(Ef + Ei)», lo que indica que el aporte externo de energía para realizar el proceso es contraproducente a la hora de cumplir con los valores mínimos de eficiencia energética.

La fórmula R1 sirve para determinar la eficiencia de la instalación a la hora de recuperar el poder energético contenido en los residuos y generar electricidad, calor o vapor. En este sentido, en un estudio sobre la eficiencia de las plantas de valorización energética en Europa, Reimann (2009) clasificó las plantas según tres criterios:

- Tipo de generación: solo electricidad, solo calor y cogeneración (electricidad más calor).
- Tamaño de la planta: pequeño, mediano y grande.
- Localización geográfica: sur, centro y norte de Europa.

Las plantas con peores resultados respecto a eficiencia energética son las que generan solo electricidad, frente a las que generan calor o calor más electricidad. Este aspecto es importante, ya que la mayor parte de las plantas del sur de Europa, ubicadas en un clima cálido, generan mayoritariamente electricidad, mientras que las plantas del norte y centro de Europa, ubicadas en países de clima frío, solo generan calor debido a que tienen una gran demanda, ya sea en forma de agua caliente o de calefacción. Por tanto, dicha fórmula beneficia a las plantas del norte de Europa.

Reimann (2009) también encontró una serie de patrones condicionantes que deben cumplirse para que una planta supere los valores de eficiencia energética sin problemas:

- La planta de valorización debe estar comunicada con una red de distribución de calor, poco común en el sur de Europa.
- Garantizar una demanda estable y continua de calor, ya que no es posible almacenarlo. Además, para que el proceso de valorización energética sea eficiente debe ser continuo y estable a su vez.
- La localización de la planta se debe dar en zonas urbanas o muy cercanas a los núcleos urbanos o en polígonos industriales para dar salida a ese calor generado.

En España, en 2014 entraron 2,5 millones de toneladas de RD a las diez instalaciones de valorización energética existentes, de las que 1,1 millones de toneladas corresponden a RD mezclados y el resto a material de rechazo de las instalaciones de tratamiento de RD (1,4 millones de t). La energía generada fue de 1,6 GWh y durante el proceso se produjo medio millón de toneladas de residuos, según MAPAMA 2017. La planta con mayor capacidad nominal es la ubicada en las Islas Baleares, ya que dispone de cuatro hornos. Sin embargo, la planta del País Vasco (Zabalgardi) es la que más potencia generó porque es una planta especial. En ella la incineración se integra con un ciclo combinado de gas natural, permitiendo trabajar con unos parámetros de vapor diferentes a los de una planta convencional, más ventajosos desde el punto de vista de la eficiencia termodinámica y de los niveles de corrosión en las conducciones (European Commission 2006). A su vez, Cataluña es la comunidad con más plantas y una capacidad nominal de tratamiento cercana a las 700.000 t/año. Todas las plantas aparecen en el registro administrativo de instalaciones de producción de energía eléctrica en régimen especial, publicado en la web del Ministerio de Energía, Turismo y Agenda Digital del Gobierno de España, excepto la del País Vasco.

A nivel de la Unión Europea existen 507 plantas, donde en 2015 se trataron 90,8 millones de toneladas de residuos (CEWEP 2015), por lo que las plantas españolas representan un 2,75 % de la capacidad de tratamiento del total en Europa.

## **APLICACIONES**

Los CSR, tal y como se ha comentado, pueden ser aprovechados como combustibles alternativos en distintos sectores y aplicaciones. En este punto se desarrollan dos casos prácticos de aprovechamiento de este tipo de material.

### **Análisis de los costes de gestión de los rechazos generados en una PRC**

Para el primer caso se ha considerado una mancomunidad española formada por 49 municipios y una población de 159.117 habitantes. Los RD son tratados en una planta de recuperación y compostaje. Para el análisis de los costes de la gestión de los rechazos generados en la planta se han propuesto tres escenarios diferentes de tratamiento/eliminación de estos (figura 2.1.5).

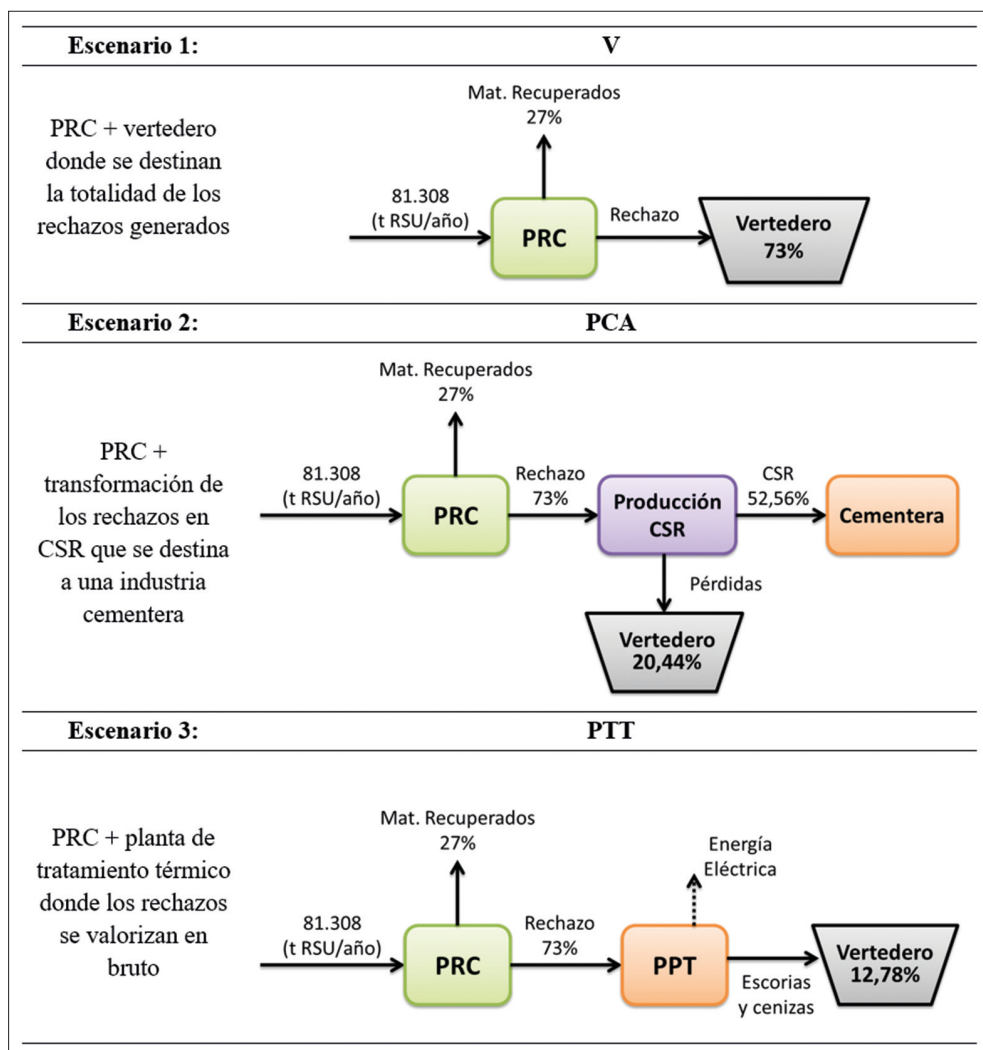


FIGURA 2.1.5. Escenarios estudiados.

Los datos de partida tomados para el estudio aparecen en la tabla 2.1.11. La tasa de vertido del escenario PCA considera los rechazos propios del proceso de transformación en CSR (28 % de las entradas a la instalación de producción de CSR, según Gallardo et al. 2014). La tasa de vertido del escenario PTT corresponde a las escorias y cenizas generadas en el proceso de valorización y suponen un 17,50 % de las entradas a la planta de tratamiento térmico (PTT) (CEDEX 2007).



TABLA 2.1.11. Datos de los tres escenarios

<b>Datos generales zona de estudio</b>			
N.º municipios:	49		
Año/población:	2015 / 159.117 hab.		
Generación de RD:	81.308 t/año		
Tasa de entrada a la PRC:	1,40 kg/hab. día		
<b>Datos específicos</b>	<b>Escenarios</b>		
	<b>V</b>	<b>PCA</b>	<b>PTT</b>
Tasa de generación de rechazo en la PRC (kg/hab. día):	1,02	1,02	1,02
Tratamiento del rechazo:	Vertido directo	Producción CSR	PTT
Tasa de vertido al depósito controlado (kg/hab. día):	1,02	0,29	0,18

Para el cálculo económico se han utilizado datos de costes unitarios obtenidos de diferentes fuentes bibliográficas (tabla 2.1.12). Respecto al coste de la valorización energética en PPT, los valores utilizados tienen en cuenta los beneficios por la generación de energía eléctrica en la planta de valorización y la gestión en vertedero de las cenizas y escorias generadas en el proceso.

TABLA 2.1.12. Costes unitarios de la gestión

<b>País</b>	<b>Tratamiento</b>	<b>Coste (€/t)</b>	<b>Ref. bibliográfica</b>
España	Vertido	21	CEWEP 2014
	Valorización en PPT	67	Puig et al. 2010
Francia	Vertido	63	ETC/SCP 2012
	Valorización en PPT	22	ETC/SCP Francia 2013
Dinamarca	Vertido	63	ETC/SCP 2012
	Valorización en PPT	45	ETC/SCP Dinamarca 2013

Sobre la base del coste unitario descrito en la tabla 2.1.12 se ha obtenido el coste anual de gestión de cada alternativa. Los resultados para la mancomunidad se muestran en la tabla 2.1.13. Para el escenario PCA se ha considerado, según las fuentes consultadas, que el CSR se vende a precio de producción, es decir, sin generar ningún beneficio.

TABLA 2.1.13. Coste anual de gestión de los rechazos en la mancomunidad

	<b>Escenarios</b>		
	<b>V</b>	<b>PCA</b>	<b>PTT</b>
Costes de gestión anuales (€)	1.246.464	349.010	3.976.813

Si se observa la tabla 2.1.13, el escenario PTT tiene el coste anual de gestión más elevado. Esta alternativa de tratamiento podría ser adecuada en zonas donde la limitación de espacio para la ubicación de vertederos sea un factor decisivo. La alternativa de menor coste es el escenario PCA, debido a que durante la producción del CSR se reduce en un 72 % la cantidad de rechazo enviada a vertedero respecto al escenario uno, lo que disminuye considerablemente el coste anual de gestión.

Además, si se tienen en cuenta las políticas europeas donde la jerarquía de gestión de residuos marca como opción más desfavorable la eliminación, el escenario PCA sería el más adecuado, ya que se reducen las cantidades de rechazo enviadas a vertedero y, además, resulta la alternativa más económica.

Por otra parte, resulta interesante comparar los costes de gestión de los tres escenarios estudiados con la situación actual de otros países europeos (tabla 2.1.12). Los países elegidos han sido Francia y Dinamarca, dos países con sistemas de gestión diferentes entre sí y diferentes al español. En un extremo se encontraría Dinamarca, con un nivel de vertido del 1 % de los RD generados para el año 2015. Por otro lado, Francia se encuentra en una posición intermedia, donde se deposita un 26 % de los RD generados. En el caso en España, el porcentaje enviado a vertedero es del 55 % (EUROSTAT 2017). Así pues, adoptando los costes unitarios de gestión de Francia y Dinamarca (tabla 2.1.12) a la mancomunidad del caso de estudio, se obtiene el coste anual de la gestión de los rechazos en los tres escenarios (figura 2.1.6).

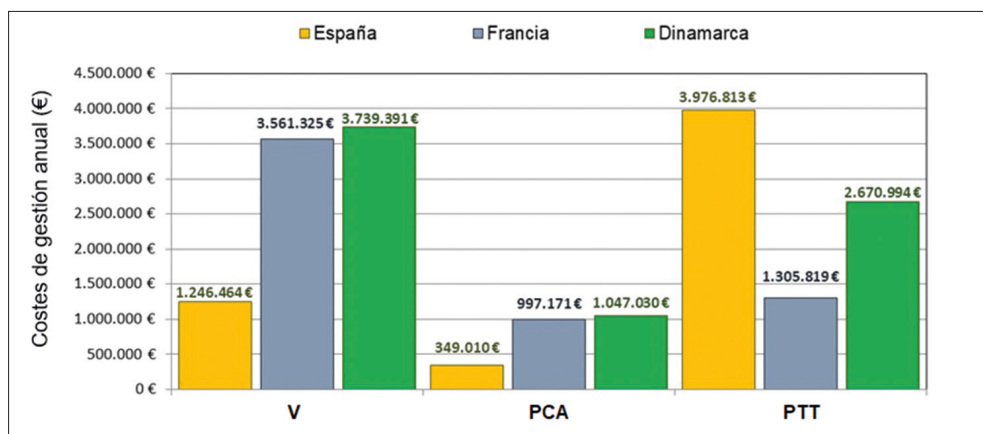


FIGURA 2.1.6. Comparativa de costes de gestión.

En la figura 2.1.6 se puede observar cómo en los escenarios V y PCA el coste de vertido de los rechazos con los datos españoles es mucho menor que utilizando los costes franceses y daneses, en torno a un 65 % menos. Sin embargo, para el tercer escenario (PTT), el coste obtenido con los precios de España es un 204,54 % superior al resultante de utilizar los precios de Francia y un 48,89 % si se hace con los de Dinamarca. Esto tiene como consecuencia que, en España, la opción mayoritaria para

la gestión de los rechazos sea la disposición en depósito controlado, puesto que es mucho más económica en comparación a la valorización energética.

Para revertir la situación española, países como Suecia y Noruega penalizan con un impuesto elevado el vertido y facilitan la valorización energética desde 2010. Otros, como Alemania, tienen prohibido el vertido de residuos desde 2005 (OECD 2013).

### **Análisis comparativo del aprovechamiento energético de los rechazos producidos en la totalidad de las plantas de tratamiento de RD en España**

Este segundo caso tiene como objetivo calcular la generación de energía eléctrica a partir de la valorización energética de los rechazos generados en España en 2015, suponiendo su aprovechamiento directo o transformándolos en un CSR. En este año, en España se produjeron 8,3 millones de toneladas de rechazos procedentes de plantas de tratamiento de RD.

En el caso de que todos los rechazos se destinaran a PPT, para el cálculo se dispone de los datos de producción eléctrica de las PTT españolas. Se ha determinado la producción media de electricidad por tonelada valorizada (785 kW/t), considerando un PCI del rechazo de 10,86 MJ/kg (Grau et al. 2011). Como resultado, se podrían producir 6.528.415 MWh de electricidad en el país. Teniendo en cuenta que el consumo de electricidad medio por hogar es de 3487 kW por año (IDAE 2013), se podría satisfacer la demanda eléctrica de 1.872.215 hogares. Si se considera que un hogar lo forman de media tres personas, se podría satisfacer la demanda eléctrica de 5.616.646 personas, el 12,16 % de la población española.

En el caso de que todos los rechazos en masas fuesen transformados en CSR, la producción media de electricidad sería de 1752 kW/t. En base a esto y teniendo en cuenta que en el proceso de producción de CSR se pierde un 28 % del material (Gallardo et al. 2014), podrían generarse 10.490.706 MWh de electricidad, satisfaciendo la demanda eléctrica de 3.008.519 hogares, lo que equivale a 9.025.557 personas, el 19,50 % de la población española. Para este cálculo ha sido necesario determinar la cantidad de energía eléctrica producida por cada unidad de energía contenida en los rechazos. De esta forma, por cada kW de energía contenida en los rechazos se obtienen 0,259 kW de electricidad. El valor de PCI utilizado ha sido de 24,24 MJ/kg.

Por último, se ha estimado el número de PTT que serían necesarias para aprovechar la cantidad total de rechazo en masa generado en España en 2015. Tomando una capacidad nominal de tratamiento de 300.000 toneladas, sería necesaria la construcción de 23 nuevas plantas.

### **BIBLIOGRAFÍA**

AENOR. 2012. *UNE-EN 15359:2012: Combustibles Sólidos Recuperados: especificaciones y clases*. Madrid: AENOR.

- Arena, U., F. Di Gregorio, C. Amorese y M. L. Mastellone. 2011. «A techno-economic comparison of fluidized bed gasification of two mixed plastic wastes». *Waste Management* 31: 1494-1504.
- Arena, U., M. L. Mastellone y F. Perugini. 2003. «The Environmental Performance of Alternative Solid Waste Management Options». *Chemical Engineering Journal* 96(1-3): 207-222.
- Azapagic, A., S. Perdan y R. Clift. 2004. *Sustainable development in practice*. Chichester: J. Wiley & Sons. Ltd.
- Bayard R., J. de Araújo Morais, G. Ducom, F. Achour, M. Rouez y R. Gourdon. 2010. «Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 175: 23-32.
- Bernard, D. 2013. *Integración de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la evaluación ambiental de sistemas de gestión de residuos*. Tesis doctoral. Castellón: Universidad Jaume I.
- Bessi, C., L. Lombardi, R. Meoni, A. Canovai y A. Corti. 2016. «Solid recovered fuel: An experiment on classification and potential applications». *Waste Management* 47: 184-194.
- Brunner, P. H., L. Morf y H. Rechberger. 2004. «Thermal waste treatment-a necessary element for sustainable waste management». En A. Twardowska y L. Kettrup (eds.), *Solid Waste: Assessment, Monitoring, Remediation*. Ámsterdam: Elsevier B.Y.
- Buekens A. y K. Cen. 2011. «Waste incineration, PVC, and dioxins». *J. Mater. Cycles Waste Manag.* Doi: 10.1007/s10163-011-0018-9.
- CEDEX. 2007. *Ficha técnica: Escorias y cenizas de incineradora de residuos sólidos urbanos (rsu)*. Madrid. Recuperado de: <http://www.cedex.es/NR/rdonlyres/DDFD2BDC-ADF6-4204-A89B-A084FF2423D0/119967/CENIZASDEINCI-NERADORA1.pdf>.
- CEWEP. 2014. *Landfill taxes & bans. Confederation of European Waste-to-Energy Plants*. Recuperado de: <http://www.cewep.eu/landfill-taxes-and-bans/>.
- CEWEP. 2015. *Waste-to-Energy in Europe in 2015. Confederation of European Waste-to-Energy Plants*. Recuperado de: [http://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2018/04/CEWEP\\_Ella-Stengler.pdf](http://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2018/04/CEWEP_Ella-Stengler.pdf)
- Consonni, S., M. Giugliano y M. Grosso. 2005. «Alternative strategies for Energy recovery from municipal solid waste. Part A: Mass and energy balances». *Waste Management* 25: 123-135.
- Di Lonardo, M. C., M. Franzese, G. Costa, R. Gavasci y F. Lombardi. 2016. «The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications». *Waste Management* 47: 195-205.
- Dogru, M., G. Akay, A. Midilli, O. F. Calkan y C. R. Howarth. 2005. *Gasification of Biomass as a Source of Hydrogen Rich Syngas Production*. International Hydrogen Energy Congress and Exhibition IHEC 2005 Istanbul, Turkey, 13-15 July.
- ECOEMBES. 2016. *Informe anual integrado 2016*. Madrid.

- Edo-Alcón, N. 2012. *Posibles alternativas de tratamiento para la valorización y aprovechamiento energético del rechazo de las Plantas de Selección de Envases Ligeros*. Trabajo final de carrera. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- Edo-Alcón, N., A. Gallardo y F. J. Colomer-Mendoza. 2016. «Characterization of SRF from MBT plants: Influence of the input waste and of the processing technologies». *Fuel Processing Technology*, 153: 19-27.
- Elías, X. 2005. *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Díaz de Santos.
- ERFO. 2012. *European Recovered Fuel Organisation. Facts and Figures about SRF*. Bruselass.
- ETC/SCP. 2012. *Overview of the use of landfill taxes in Europe, ETC/SCP working paper, 1/2012*. Unión Europea: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production.
- ETC/SCP. 2013. *Municipal waste management in France*. Unión Europea: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production and European Environment Agency.
- ETC/SCP. 2013. *Municipal waste management in Denmark*. Unión Europea: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production and European Environment Agency.
- European Commission. 2001. *Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 3-Scientific and technical report*. Luxemburgo. ISBN: 92-894-1800-1.
- European Commission. 2006. *Integrated Pollution Prevention and Control*. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, pp. 311-313
- EUROSTAT. 2017. *Municipal waste by waste operations in 2015: EU 28 + Switzerland, Norway and Iceland*.
- Flamme, S. y J. Geiping. 2012. «Quality standards and requirements for solid recovered fuels: a review». *Waste Management & Research : The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 30(4): 335-353.
- Fundación Laboral del Cemento y Medio Ambiente (CEMA). 2015. *Cuaderno Técnico: Reciclado y Valorización de Residuos en la Industria Cementera en España*. (Actualización año 2013). Madrid.
- Fytili, D. y A. Zabaniotou. 2008. «Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12(1): 116-140.
- Gallardo, A., M. Carlos, M. D. D. Bovea, F. J. Colomer, F. Albarrán y F. Albarrán. 2014. «Analysis of refuse-derived fuel from the municipal solid waste reject fraction and its compliance with quality standards». *Journal of Cleaner Production* 83: 118-125.
- Generalitat Valenciana. *Inventario y Catálogo de Residuos de la Comunidad Valenciana 2003-2004*. Valencia
- Good, J., L. Ventress, H. Knoef, U. Zielke, P. Lyck Hansen, W. van de Kamp, P. de Wild, B. Coda, S. van Pasen, J. Kiel, K. Sjostrom, T. Liliedahl, Ch. Unger, J. Neef, M. Suomalainen y P. Simell. 2005. *Sampling and analysis of tar and particles in biomass producer gases*. Technical Report. CEN BT/TF143 «Organic contaminants (“tar”) in biomass producer gases».

- Grau, A y O. Farré. 2011. *Situación y potencial de valorización energética directa de residuos*. Estudio Técnico PER 2011-2020. Madrid: IDAE.
- Hackett, C., T. D. Durbin, W. Welch, J. Pence, R. B. Williams, B. M. Jenkins, D. Sallour y R. Aldas. 2004. *Evaluation of Conversion Technology Processes and Products*. Draft Final Report. Integrated Waste Management Board. State of California.
- Instituto para la Diversificación y ahorro de la Energía (IDAE). 2013. *Consumos del sector residencial en España, resumen de información básica*. Recuperado de: [http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos\\_Documentacion\\_Basica\\_Residencial\\_Unido\\_c93da537.pdf](http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Documentacion_Basica_Residencial_Unido_c93da537.pdf).
- International Solid Waste Association (ISWA). 2006. *Management of Bottom Ash from WTE Plants, ISWA-WG Thermal Treatment Subgroup Bottom Ash from WTE-Plants*. Recuperado de: <http://www.iswa.org>.
- International Solid Waste Association (ISWA). 2008. *Management of APC residues from WTE Plants, ISWA-WG Thermal Treatment of Waste*. 2.<sup>a</sup> edición. Recuperado de: <http://www.iswa.org>.
- Kara, M. 2012. «Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns». *Resources, Conservation and Recycling* 68: 21-28.
- Kisuk CPE. 1998. *Solid waste incineration. U.S. Corps. of Engineers, Engineering Division*. Report Tl 814-21, Washington D.C. 96 pp.
- Knoef, H. A. M. 2005. *Handbook of Biomass Gasification*. Netherlands: BTG Biomass Technology Group.
- Lamas, W. D. Q., J. C. F. Palau y J. R. de Camargo. 2013. «Waste materials co-processing in cement industry: Ecological efficiency of waste reuse». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 19: 200-207.
- Lemmens, B., V. Elslander, I. Vanderreydt, K. Peys, L. Diels, M. Osterlinck y M. Joos. 2007. *Assessment of plasma gasification of high caloric Waste streams*. Waste Management.
- Lleó, A. 2008. *Tratamiento térmico de residuos. MTD's específicas para el tratamiento térmico de residuos: nuevas propuestas*. Centro de Tecnologías Limpias.
- Lorber, K. E., R. Sarc y A. Aldrian. 2012. «Design and quality assurance for solid recovered fuel». *Waste Management & Research* 30: 370-380.
- MAPAMA. 2017. *Anuario de estadística 2016*. Madrid, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- McKay, G. 2002. «Dioxin characterization, formation and minimization during municipal solid waste (MSW) incineration: a review». *Chemical Engineering Journal* 86: 343-368.
- Moustakas, K., D. Fatta, S. Malamis, K. Haralambous y M. Loizidou. 2005. «Demonstration plasma gasification/vitrification system for effective hazardous Waste treatment». *Journal of Hazardous Materials* 123(1-3): 120-126.
- Muruais, J. y A. Maíllo. 2010. «La incineración de los residuos urbanos. Aporte energético y ambiental». *Guía de valorización energética de residuos*, cap. 3. Depósito Legal: M.44.970-2010. Fundación de la Energía de la Comunidad de Madrid.

- Nasrullah, M., P. Vainikka, J. Hannula y M. Hurme. 2015. «Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from commercial and industrial waste». *Fuel* 145: 1-11.
- OECD. 2013. *Policy Roundtables. Waste Management Services*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- Oppelt, E. T. 1986. «Hazardous Waste Destruction: Thermal Techniques will be Increasingly Used as Legal Restrictions on Land Disposal Take Effect». *Environmental Science and Technology* 20(4): 312-318.
- Perales, J. F. 2002. *Desulfuración de gas de síntesis a alta temperatura y presión por absorción en óxidos regenerables*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Porteous, A. 2005. «Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management». *Waste Management* 25: 451-459.
- Pressley, P. N., T. N. Aziz, J. F. Decarolis, M. A. Barlaz, F. He, F. Li y A. Damgaard. 2014. «Municipal solid waste conversion to transportation fuels: A life-cycle estimation of global warming potential and energy consumption». *Journal of Cleaner Production* 70: 145-153.
- Psomopoulos, C. S., A. Bourka y N. J. Themelis. 2009. «Waste-to-Energy: a review of the status and benefits in USA». *Waste Management* 29: 1718-1724.
- Puig, I., M. Calaf y M. Mestre. 2010. *La incineración de residuos en cifras. Análisis socio-económico de la incineración de residuos municipales en España*. Greenpeace España.
- Reimann D. 2009. «Results of Specific Data for Energy, R1 Plant Efficiency factor and Net Calorific Value (NCV) of 231 European WtE Plants». *CEWEP Energy Report II (Status 2004-2007)*.
- Samaras P., A. Karagiannidis, E. Kalogirou, N. Themelis y S. Kontogianni. 2010. *An inventory of characteristics and treatment processes for fly ash from waste-to-energy facilities for municipal solid wastes*. 3rd Int. Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy, 8-11 November, 2010. CISA Publisher, Italy. ISBN: 978-88-6265-008.
- Sever Akdağ, A., A. Atimtay y F. D. Sanin. 2016. «Comparison of fuel value and combustion characteristics of two different RDF samples». *Waste Management* 47: 217-224.
- Unión Europea. Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre del 2003, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 25 de octubre del 2003, 275: 32- 46.
- Unión Europea. Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre del 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 22 de noviembre del 2008, 312: 3-30.

- Unión Europea. Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación). *Diario Oficial de la Unión Europea*, 17 de diciembre del 2010, 334: 17-119.
- Velis, C. A., P. J. Longhurst, G. H. Drew, R. Smith y S. J. T. Pollard. 2010. «Production and quality assurance of solid recovered fuels using Mechanical-Biological Treatment (MBT) of waste: a comprehensive assessment». *Critical Reviews in Environmental Sci. and Technolgy* 40(12): 979-1105.
- Wilson, B., N. Williams, B. Liss y B. Wilson. 2013. *A comparative Assessment of Commercial Technologies for Conversion of Solid Waste to Energy*. EnviroPower Renewable, Inc.



## **2.2. Cuantificación de residuos forestales para el aprovechamiento energético en núcleos de producción forestal**

Dagoberto Arias Aguilar, [darias@itcr.ac.cr](mailto:darias@itcr.ac.cr)  
Mainor Rodríguez Solano, [mbetors@gmail.com](mailto:mbetors@gmail.com)  
Alonso Ulloa Leitón, [alonsoulloal91@gmail.com](mailto:alonsoulloal91@gmail.com)  
Kevin Arias Aguilar, [arias.kevin@yahoo.com](mailto:arias.kevin@yahoo.com)  
Edwin Esquivel Segura, [eesquivel@itcr.ac.cr](mailto:eesquivel@itcr.ac.cr)  
Elemer Briceño Elizondo, [ebriceno@itcr.ac.cr](mailto:ebriceno@itcr.ac.cr)  
Mario Guevara Bonilla, [maguevara@itcr.ac.cr](mailto:maguevara@itcr.ac.cr)  
Juan Carlos Valverde Otárola, [jcvalverde@itcr.ac.cr](mailto:jcvalverde@itcr.ac.cr)  
*Instituto Tecnológico de Costa Rica*

### **INTRODUCCIÓN**

La actividad forestal en los países en vías de desarrollo se basa en la explotación de los bosques naturales y de plantaciones forestales de especies de rápido crecimiento y de interés económico (Horta 2002). La actividad forestal genera una cantidad de residuos que en la mayoría de los casos queda en el campo cumpliendo una función ecológica.

Desde el punto de vista comercial, la silvicultura de plantaciones es una técnica mundialmente extendida y tiene como propósito «producir la mayor cantidad posible de bienes y servicios útiles a la sociedad por generaciones tras generaciones de hombres y de árboles» (Espina y Muñoz 2000). En los últimos años se ha producido un aumento continuo en las superficies de plantaciones forestales establecidas en América Latina, con el fin de abastecer la madera y los subproductos necesarios para satisfacer la demanda de una población creciente que se enfrenta a la reducción de los bosques naturales, especialmente en los trópicos y subtrópicos (Palmberg 2000).

El principal enfoque de la silvicultura de plantaciones tradicional es la obtención de madera sólida para aserrío, de modo que se subutiliza gran parte del volumen del árbol en los procesos de transformación y aserrío de la madera, en los cuales se genera una enorme cantidad de residuos (Pang y Li 2006). Algunos autores, como Lesme y Oliva (2003), afirman que el volumen de residuos generado por la industria forestal es superior al volumen de madera elaborada, de modo que el aprovechamiento de los residuos de dichas plantaciones representa una importante opción de negocios y, más importante aún, una fuente renovable de energía, con lo que representa un campo muy importante para incorporar el concepto de economía circular. Rubio et al. (1997) consideran que la implementación de tecnologías de combustión

limpia posibilita la utilización rentable de los residuos de la industria forestal como biocombustibles, en la producción de energía térmica y eléctrica.

Estudios mundiales sugieren que la demanda de bioenergía aumentará significativamente en 2050 (Lee y Lazarus 2013). Para reducir a la mitad las energías relacionadas con emisiones de CO<sub>2</sub> en ese año, la Agencia Internacional de la Energía (2010) ha sugerido que la bioenergía utilizada debe triplicarse, y una excelente opción para generar esta bioenergía proviene de las plantaciones forestales. Una opción para la producción de bioenergía de manera sostenida y complementaria al uso de los residuos forestales son las plantaciones dendroenergéticas, ya que su fin no es producir celulosa ni madera, sino biomasa, es decir, transformarse en materia prima para producir bioenergía orientada al consumo industrial o doméstico (Baettig et al. 2010). En la figura 2.2.1 se muestra una plantación de alta densidad de *Gmelina arborea* para la producción de biomasa en ciclos cortos.



FIGURA 2.2.1. Plantación dendroenergética de *Gmelina arborea* de ocho meses en la zona norte de Costa Rica.

En contraste con esto, en el contexto nacional de Costa Rica y de Centroamérica existen muy pocas hectáreas dedicadas a este tipo de cultivos. Asimismo, autores como Varmola et al. (2005) concluyen que las estadísticas sobre el desarrollo de estas plantaciones varían en gran medida entre países y regiones, por lo cual esta

modalidad de producción no se muestra actualmente, aun siendo una opción viable. Consecuentemente, la producción tradicional de madera rolliza emerge como mercado para el aprovechamiento de los residuos y su transformación para la generación de energía.

En Costa Rica, según Rojas (2005), las especies más reforestadas en las regiones bajas del país son la teca (*Tectona grandis*) y la melina (*Gmelina arborea*), ambas especies introducidas desde Asia y la provincia de Guanacaste. Son zonas con mayor área reforestada de estas dos especies, y por lo tanto una región con un alto potencial para producir biomasa. En la actualidad existen en esta zona empresas dedicadas a la transformación y comercialización de biomasa, especialmente mediante leña o en astillas. La estimación de los reservorios de materia prima se convierte entonces en una parte esencial del proceso de aprovechamiento y mercadeo de la biomasa.

## **BIOMASA FORESTAL**

Se denomina «biomasa» a la materia orgánica no fosilizada, originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado, utilizable como fuente de energía, aunque puede tener otros usos industriales (Velázquez 2006).

### **Tipos de biomasa**

Existen distintos tipos de biomasa, los cuales se pueden industrializar según la disponibilidad y procedencia (cuadro 2.2.1):

- Cultivos para producir biomasa: son plantas o árboles que se cultivan con el objetivo de ser utilizados para la producción de energía, por ejemplo, árboles, girasol, maíz o forrajes.
- Residuos poscosecha: residuos producto de la cosecha de un producto principal, ya sea de aserraderos, cultivo de piña, palma aceitera o maíz.
- Desechos industriales: residuos provenientes de todo tipo de carnes y vegetales cuyo tratamiento como desechos representa un coste considerable para la industria.
- Desechos urbanos: los centros urbanos generan una gran cantidad de biomasa en muchas formas, por ejemplo en residuos alimenticios, papel, cartón, madera y aguas negras.

CUADRO 2.2.1. Clasificación de la biomasa por tipo de residuo

Biomasa	Tipo de residuo
Residuos forestales	Restos de aserrío: corteza, serrín, astillas
	Restos de ebanistería: serrín, trozos, astillas
	Restos de plantaciones: ramas, corteza, raíces
Residuos agropecuarios	Cáscara y pulpa de frutas y vegetales
	Cáscara y polvo de granos secos (arroz, café)
	Estiércol
	Residuos de cosechas: tallos y hojas, cáscaras, maleza, pastura
Residuos industriales	Pulpa y cáscara de frutas y vegetales
	Residuos de procesamiento de carnes
	Aguas de lavado y precocado de carnes y vegetales
	Grasas y aceites vegetales
Residuos urbanos	Aguas negras
	Desechos domésticos orgánicos (cáscara de vegetales)
	Basura orgánica (madera)

Por su parte, García y Rezeau (2010) afirman que la biomasa forestal es aquella que se extrae de una masa forestal, siendo el motivo de la intervención el aprovechamiento energético.

La biomasa está compuesta por una serie de elementos químicos, que van desde las macromoléculas hasta las de tipo poliméricas, como celulosa, hemicelulosa y lignina y extractivos que pueden ser solubles en agua o solventes inorgánicos como etanol, diclorometano e hidróxido de sodio. La cantidad de estos compuestos se muestra en el cuadro 2.2.2. Estos polímeros están formados principalmente de carbono, hidrógeno y oxígeno. A parte de estos elementos se presenta otra serie de compuestos químicos con menor proporción catalogados como micro o macroelementos, generalmente metales (cuadro 2.2.3).

CUADRO 2.2.2. Composición química de algunas biomásas de plantación de Costa Rica

Propiedad	Elemento químico	* <i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Gmelina arborea</i>	<i>Tectona grandis</i>
Composición global	Celulosa (%)	64,7	55,6	54,4
	Lignina (%)	31,4	24,2	21,9
	Cenizas (%)	0,18	0,96	2,81
Extractivos solubles en	Agua caliente (%)	8,01	8,97	3,13
	Agua fría (%)	4,29	7,81	3,28
	Etanol-tolueno	2,21	0,82	1,18
	Diclorometano	4,61	2,21	2,20
	Hidróxido de sodio	24,23	26,13	11,98

CUADRO 2.2.2. (cont.)

Propiedad	Elemento químico	* <i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Gmelina arborea</i>	<i>Tectona grandis</i>
Macro y microelementos	Nitrógeno (%)	0,33	0,24	0,20
	Fósforo (%)	0,00	0,00	0,04
	Calcio (%)	0,06	0,17	0,14
	Magnesio (%)	0,00	0,02	0,07
	Potasio (%)	0,02	0,38	0,05
	Azufre (%)	0,01	0,00	0,01
	Hierro (mg/kg)	36,67	15,85	0,33
	Cobre (mg/kg)	0,67	2,03	5,00
	Zinc (mg/kg)	0,00	10,26	2,00
	Manganeso (mg/kg)	0,00	0,78	0,00
	Boro (mg/kg)	1,67	1,82	2,67
Otros elementos	Carbono (%)	43,88	43,09	43,88
	Hidrógeno (%)	6,52	6,91	6,52
	Oxígeno (%)	47,60	48,00	47,60

\* *Cupressus lusitanica* es una especie de conífera introducida y muy utilizada en reforestación en Costa Rica.

Fuente: Moya et al. (2010).

CUADRO 2.2.3. Cantidad de elementos químicos y contenido de cenizas presentes en diferentes especies maderables y agrícolas

Tipo de biomasa	Porcentaje del peso (sin humedad)						
	C	H	N	O	S	Cl	Ceniza
<b>Madera</b>							
Sauce	47,66	5,20	0,30	44,70	0,03	0,01	1,45
Madera suave	52,10	6,10	0,20	39,90	-	-	1,70
Corteza madera dura	50,35	5,83	0,11	39,62	0,07	0,03	3,99
Madera dura	50,48	6,04	0,17	42,43	0,08	0,02	0,78
Eucalipto	50,43	6,01	0,17	41,53	0,08	0,02	1,76
Roble	49,89	5,98	0,21	42,57	0,05	0,01	1,29
Corteza de pino	52,30	5,80	0,29	38,76	0,03	0,01	2,90
Aserrín pino	52,49	6,24	0,15	40,45	0,03	0,04	0,60
<b>Subproductos agrícolas</b>	<b>C</b>	<b>H</b>	<b>N</b>	<b>O</b>	<b>S</b>	<b>Cl</b>	<b>Ceniza</b>
Brizna de trigo	39,07	4,77	0,58	50,17	0,08	0,37	4,96
Caña de azúcar	44,80	5,35	0,38	39,55	0,01	0,12	9,79
Bagazo de caña	46,95	5,47	0,38	39,55	0,01	0,12	9,79
Paja de arroz	39,65	4,88	0,92	35,77	0,12	0,50	18,16
Cascarilla de arroz	38,68	5,14	0,41	37,45	0,05	0,12	18,15
Paja de maíz	46,91	5,47	0,56	42,78	0,04	0,25	3,99

CUADRO 2.2.3. (cont.)

Subproductos agrícolas	C	H	N	O	S	Cl	Ceniza
Olote de maíz	47,79	5,64	0,44	44,71	0,01	0,21	1,20
Fibra de coco	50,29	5,05	0,45	39,63	39,63	0,28	4,14
Carbón mineral	71,70	4,70	1,30	8,30	0,64	0,06	20,70

## DENDROENERGÍA

Las plantaciones dendroenergéticas (PDE), también conocidas como plantaciones silvoenergéticas o plantaciones de alta densidad, son modelos de cultivo de árboles sembrados a altas densidades donde se busca la acumulación de biomasa en el menor tiempo posible. Los cultivos energéticos incluyen especies herbáceas y leñosas. Para la obtención de la biomasa energética, los cultivos leñosos se siembran en altas densidades y por consiguiente los turnos para la cosecha del material son mucho más cortos en comparación con los cultivos maderables.

En la década de 1990, en diferentes países comienzan a desarrollarse masivamente los ensayos sobre las plantaciones dendroenergéticas para estimar los rendimientos de producción de la biomasa. Las densidades de plantación aún hoy en día siguen cubriendo un amplio rango que va desde 1.500 hasta 36.000 individuos ha<sup>-1</sup>. En el oeste norteamericano se reconoce un modelo de espaciamentos medios, con densidades de 1.500 a 2.200 individuos ha<sup>-1</sup>, en rotaciones de cinco a siete años.

En Costa Rica, en el año 2013 se iniciaron los proyectos dendroenergéticos. Los esfuerzos realizados permitieron trabajar directamente con diferentes empresas agroindustriales y organizaciones, generando un nuevo concepto para Costa Rica aplicable a nivel regional: las plantaciones dendroenergéticas y el uso de tecnologías de transformación de la biomasa en energía a través de la optimización de las calderas y el nuevo conocimiento sobre la gasificación (Arias 2017).

El modelo de plantación que propone el TEC (figura 2.2.2) ofrece un abastecimiento más seguro de la biomasa porque es técnicamente planificado, representa una biomasa más homogénea respecto a la que se comercializa en la actualidad (leña, astillas) y se trata de árboles plantados que disminuyen la presión por la extracción y uso de la leña proveniente de los bosques. La modalidad es una alternativa de negocio dentro del sector forestal que daría uso a los terrenos marginales que aún no tienen un valor de uso, ofreciendo una opción para recuperar los suelos mediante la incorporación de la materia orgánica y sin competir con cultivos ni superficies agrícolas, además de no poner en riesgo los bosques naturales y las zonas protegidas.

En general se emplean especies con capacidad de rebrote (figura 2.2.3), de rápido crecimiento y fácil propagación en el vivero. Idealmente se aconseja dejar dentro del sistema árboles que serán cuidados para producir madera a los cinco o seis años (en el caso de la melina o más tiempo en el caso de otras especies). Para crecer mucho en poco tiempo los árboles son exigentes. Se usan plantas genéticamente mejoradas y de alta calidad, aquí las llamamos clones y en Costa Rica se reportan grandes avances en este campo.



FIGURA 2.2.2. Ciclo de producción de una plantación dendroenergética en Costa Rica.

Fuente: Imagen propia.



FIGURA 2.2.3. Esquema básico de manejo de rebrotes en plantaciones de dendroenergéticas (corta, aprovechamiento de la biomasa y manejo de los rebrotes).

El cultivo de los árboles, también denominado silvicultura, es intensivo en estos casos e incluye un adecuado control de las malezas desde los primeros meses, así como la fertilización. El éxito está en saber qué sitios son apropiados, qué especie hay que plantar y con cuánta densidad de siembra para obtener el máximo rendimiento sin incurrir en mayores gastos. Cuando se habla de alta densidad nos referimos a plantaciones de entre 2.500 y 15.000 árboles o tallos por hectárea, con poco espaciamiento entre los individuos, y dado que los árboles se plantan en bloques pequeños y fácilmente accesibles, los costes de la cosecha dependen del uso de la mano de obra o de la posibilidad de usar maquinaria especializada.

Hay empresas en el país que ya ofrecen el servicio de astillado en la plantación (máquinas que convierten los fustes y ramas en partículas más pequeñas). El tema del transporte es también importante, ya que el negocio es el cultivo y para que este sea rentable las plantaciones deben estar cerca de los lugares o industrias de procesamiento y así no gastar más de la cuenta. El concepto que busca desarrollarse son núcleos de producción forestal para bioenergía que incluye el aprovechamiento en el campo de los residuos forestales (podas y raleos) en combinación con las plantaciones para producción de biomasa, y todo ello integrado en la industria que convertirá la biomasa en energía.

Cuando los árboles alcanzan su máxima productividad es el momento de llevar a cabo la cosecha. En la figura 2.2.4 se observa el diagrama sobre los diferentes métodos de cosecha de la biomasa en un núcleo forestal.

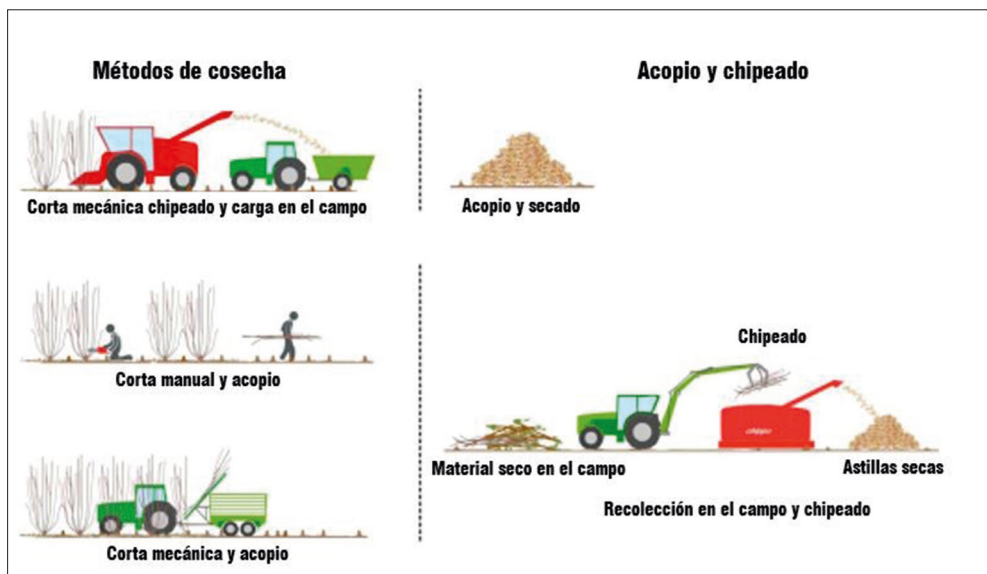


FIGURA 2.2.4. Métodos de cosecha de la biomasa en un núcleo de producción forestal.

*Fuente:* Imagen propia.

## Cadena de producción: las astillas

Las astillas o chips son pequeños trozos de madera, resultantes del proceso de corte y astillado de los troncos y de las ramas de los árboles, que se utilizan principalmente para fabricar celulosa como materia prima para tableros de partículas y tableros de densidad media o para bioenergía. Hoy la producción de astillas se presenta como una alternativa de uso para los residuos leñosos, que incluye el manejo de frutales, la limpieza de la foresta urbana y líneas de transmisión eléctrica, incluso la cosecha de plantaciones forestales y aserraderos a través de sus residuos. También



es una oportunidad para que la industria forestal incremente el aprovechamiento de los árboles de los aclareos que de otra forma se dejan en el campo liberando metano.

El astillado constituye un proceso que actúa físicamente sobre la biomasa, reduciendo el tamaño del material y, con ello, el volumen que ocupa. En una primera etapa se reduce el tamaño de los residuos leñosos, obteniendo astillas (chips) con un tamaño máximo de partícula que posibilita el manejo, almacenamiento, carga y transporte de los residuos de una forma técnicamente viable.

En términos generales, los equipos de astillado existentes son de características muy variadas, se puede elegir entre equipos más o menos sofisticados, dotados o no de sistemas automáticos, para realizar las diferentes fases de que consta el proceso de astillado. La figura 2.2.5 ilustra ampliamente el proceso de obtención de astillas con diferentes equipos.



FIGURA 2.2.5. Escala de los equipos de transformación de la biomasa en astillas.

### Hacia un mayor valor agregado: las briquetas

El briquetado consiste en la compresión de la materia vegetal (serrín, restos de madera, cáscara de arroz, desechos de frutas, hierba, hojas, residuos de cocina, agricultura y residuos forestales, entre otros) superior a 200 MPa, hasta producir un aumento de la temperatura del material entre 100 y 150 °C (figura 2.2.6).

A temperaturas elevadas la lignina se plastifica, permitiendo la formación de unidades compactas (briqueta). La característica común de las briquetas es su elevada densidad (1.000-1.300 kg/m<sup>3</sup>). La forma es normalmente cilíndrica, con diámetros comprendidos entre 3 y 20 cm, y longitudes entre los 15 y 50 cm.

Otra forma usual de briqueta es el prisma cuadrado o el prisma hexagonal vacío. También se pueden obtener formas de ladrillo. Su uso principal es para proporcionar calor en las estufas, así como para cocinar.

Además del uso doméstico se pueden producir entre un grupo de personas en cooperativa y ser una fuente de ingresos para la comunidad. Dentro de sus propiedades destacan las siguientes: un alto poder calorífico, muy poca humedad, lo que favorece el encendido, muy poca ceniza, fácil almacenamiento y bajo coste de producción.

### El biocombustible sólido por excelencia: los pellets

La pella es un pequeño cilindro de tamaño variable (2-7 cm de longitud; 1,5 cm de amplitud), con una humedad inferior al 12 %. La densidad de la pella es relativamente elevada en comparación con las astillas (1.000-1.300 kg/m<sup>3</sup>).

El poder calorífico de los pellets es superior al de la leña, astillas y briquetas. Dependiendo de la densidad y humedad de la biomasa inicial, el producto contendrá un poder calorífico de entre 21 y 22 MJ/kg. En la figura 2.2.6 se puede observar el proceso de fabricación de los pellets.



FIGURA 2.2.6. Proceso de fabricación de pellets y briquetas a pequeña escala.

### Procesos de conversión de la biomasa en energía

El principal problema que tiene el uso de la biomasa *in natura* como energético, bien sea en la generación eléctrica o como combustible directamente, es su baja

densidad energética (que corresponde aproximadamente a la mitad del poder calorífico del carbón térmico). Otros puntos importantes son la alta capacidad de retención de humedad y la degradación biológica. Por esto su transporte a largas distancias no es rentable y, en consecuencia, debe ser utilizada en las cercanías del lugar de generación, lo cual determina el tamaño de la planta o la escala de utilización.

El tamaño de la planta es el factor determinante en la eficiencia y el ahorro económico durante la operación. La producción de pellets y la torrefacción de biomasa buscan en consecuencia incrementar la densidad energética para aumentar el radio de transporte económico de los pellets e incluso llevarlos a mercados internacionales, como sucede actualmente con el carbón mineral.

En la figura 2.2.7 se presenta un esquema general de los diferentes procesos utilizados en la conversión. En ella se muestran dos grandes posibilidades: procesos termoquímicos y procesos biológicos.

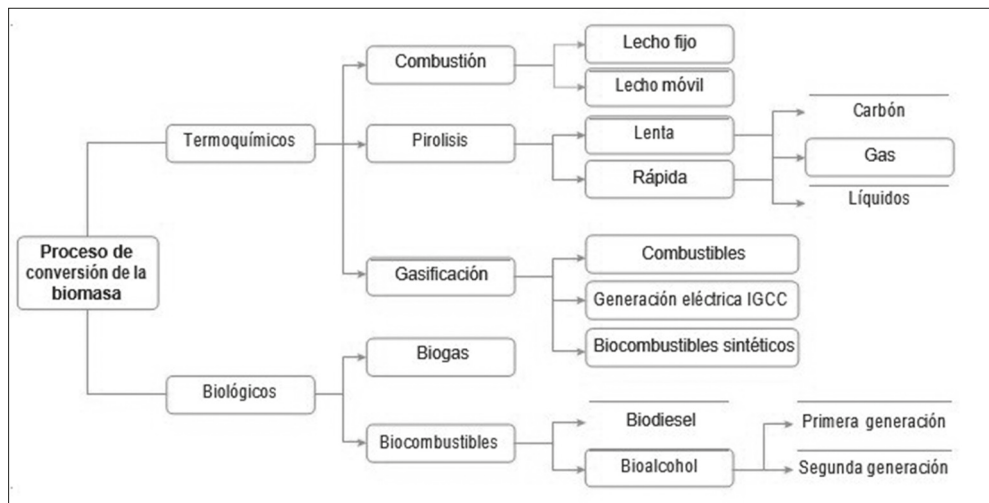


FIGURA 2.2.7. Procesos de conversión de la biomasa en energía.

*Fuente:* Rincón, Gastón, Islas y Lizarde (2014).

## BIOMASA FORESTAL RESIDUAL

La biomasa forestal residual o secundaria, también llamada residuos forestales, consiste en los restos del árbol (ramas, hojas y fustes defectuosos no extraídos en el aprovechamiento industrial) que quedan sobre la superficie del campo después de una intervención (García y Rezeau 2010), aunque la biomasa residual puede generarse también en procesos productivos de la cadena de aprovechamiento del bosque-industria, como aserraderos, ebanisterías o industria de enchapado (Velázquez 2006). En la figura 2.2.8 se muestra un depósito típico de residuos de aserradero.



FIGURA 2.2.8. Residuos de aserradero en espera de su transformación con posibilidades de uso como leña o mediante un proceso más elaborado poder llegar hasta pellets.

### **Uso de biocombustibles en las industrias**

La producción de energía permite el desarrollo y funcionamiento de las industrias en los diferentes sectores de la economía. En la naturaleza existen numerosas fuentes de energía renovable, tales como la radiación del sol, el agua de ríos, las olas del mar, el viento o el calor de la tierra y otras. Además existen otras fuentes de energía que no son renovables, como los combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas natural) y el uranio (energía nuclear) (Coakley et al. 2010).

Una de las formas de producir energía es a partir del uso de calderas, un dispositivo que está diseñado para generar vapor saturado. Este vapor saturado se genera mediante una transferencia de energía (en forma de calor) en la cual el fluido, originalmente en estado líquido, se calienta y cambia de estado. La transferencia de calor se efectúa mediante un proceso de combustión que ocurre en el interior de la caldera, elevando progresivamente su presión y temperatura. La presión no puede aumentar de manera desmesurada, ya que debe permanecer constante, por lo que se controla mediante el escape de gases de combustión y la salida del vapor formado (Bonilla et al. 2009).

Por lo tanto, es importante conocer las características de los combustibles más comunes en las industrias para obtener una visión clara de las ventajas y desventajas de emplear estos en las calderas. En el cuadro 2.2.4 se tiene el valor de las densidades de los combustibles registrados en el estudio.

CUADRO 2.2.4. Densidades de los combustibles registrados en el muestreo de las empresas en Guanacaste (Costa Rica)

Combustible	Densidad	Unidad
Búnker	0,9366	g/ml
Diésel	0,8433	g/ml
Gas LP	0,5350	g/ml
Leña	0,3770	ton/m <sup>3</sup>

Fuente: RECOPE (2011) y Biomass Costa Rica (2014).

Otra de las características muy importantes es el poder calorífico que tienen los combustibles, ya que permite realizar comparaciones de estos con las astillas de madera (cuadro 2.2.5). Este concepto hace referencia a la cantidad de energía desprendida por una unidad de combustible en su combustión completa, para sus condiciones determinadas de presión y temperatura de los productos que reaccionan y de los productos resultantes (residuos) (Domínguez 2013).

CUADRO 2.2.5. Energía que pueden producir los combustibles de interés en este estudio

Combustible	Unidad	Poder calorífico (KWh/unidad)
Búnker	Litro	11,45
Gas LP	Litro	7,09
Astillas madera (35 % contenido humedad)	Kilogramo	3,20
Diésel	Litro	11,1
Bagazo de caña húmedo	Kilogramo	2,97
Cascarilla de arroz	Kilogramo	3,83

Fuente: SEAL (2014) y Packer (2011).

A continuación se detallan algunas características y usos de los siguientes combustibles de interés:

### ***Búnker (fueloil n.º 6)***

De acuerdo con (EcoPetrol, s.f.) este combustible es también conocido como fueloil n.º 6, y está elaborado a partir de productos residuales que se obtienen de los procesos de refinación del petróleo.

Según Parra (2003) este combustible tiene un amplio rango de usos, algunos de los principales son la calefacción doméstica, la generación de calor en procesos industriales, la generación de vapor en centrales de producción de energía eléctrica y como combustible para motores de barco. La principal característica de este combustible es su alto poder calorífico, de ahí que se emplee para la generación de vapor.

### ***Diésel térmico***

De acuerdo con lo que se reporta (RECOPE 2011), una de sus principales características es que presenta un nivel de azufre superior al diésel automotriz, establecido en fracción de masa de azufre 0,50 %, con una viscosidad más alta y compuesto por fracciones más pesadas. Por ser un combustible más pesado que el diésel automotriz brinda un mayor contenido energético, lo que permite que las industrias produzcan energía eléctrica.

### ***Gas LP (LPG)***

El gas licuado de petróleo (LPG) es la mezcla de gases condensables provenientes del proceso de refinación del petróleo. Este es inodoro e incoloro, pero se le adiciona un odorizante (un metil mercaptano) que le otorga un olor pestilente para posibilitar su identificación en caso de fugas. A nivel industrial se utiliza en hornos de alta temperatura que requieren combustibles que dejen poco residuo. Asimismo se puede generar energía eléctrica mediante la utilización de un alternador en los sectores doméstico y agrícola (RECOPE 2011).

### ***Bagazo de caña de azúcar***

El bagazo es el producto que queda de la caña después de ser molida en los trapiches que extraen su jugo para la elaboración del azúcar y se emplea fundamentalmente como combustible en las calderas generadoras del vapor necesario para el accionamiento de las máquinas térmicas y para los procesos de calentamiento, concentración, cocimiento, secado, destilación de alcohol y otros. La cantidad de bagazo depende de su humedad, la fibra de la caña y el tipo de cosecha, y es aproximadamente el 30 % de la caña molida (Agüero et al. 2004). La importancia de esta materia es que se aprovechan los mismos residuos y se abaratan los costes de producción.

### *Astillas de madera*

Las astillas son pequeñas piezas de madera que pueden ser derivadas de una amplia variedad de materias primas tales como residuos madereros (a partir de aprovechamientos forestales, madera de raleos, troncos y raíces o desechos de madera). Se emplean para calefacción doméstica, producción de energía a partir de su combustión y decoraciones de jardines, o como abono en plantaciones, por ejemplo.

### *Cascarilla de arroz*

Del proceso de industrialización del arroz en sí, se desprende un residuo: la cascarilla del arroz, que por sus características de baja humedad podría convertirse en un combustible potencial. Este es un residuo que se puede emplear para secar el arroz por medio de hornos de quemado utilizando los gases para secado (Barahona y Núñez 2014).

## **RESULTADOS**

Con la finalidad de mostrar el volumen estimado de los residuos forestales, se presenta como caso de estudio un núcleo de producción forestal localizado en el cantón de Abangares y sitios circundantes, en la provincia de Guanacaste, en el Pacífico Norte de Costa Rica, con coordenadas medias según datos del Instituto Meteorológico Nacional (IMN) dadas por 10°15'12" latitud norte y 84°59'51" longitud oeste.

La precipitación media anual es de 2.385 mm, las temperaturas máxima y mínima medias son de 30 y 23 °C, respectivamente, y presenta un promedio de 99 días con lluvias y un periodo seco de cuatro meses (IMN 1996). El tipo de ecosistema de Abangares se clasifica como Bosque Seco Tropical, transición a Bosque Húmedo (Holdridge 1979), y reporta una biotemperatura media anual de 24 °C. La ubicación exacta del área de estudio se muestra en la figura 2.2.9.

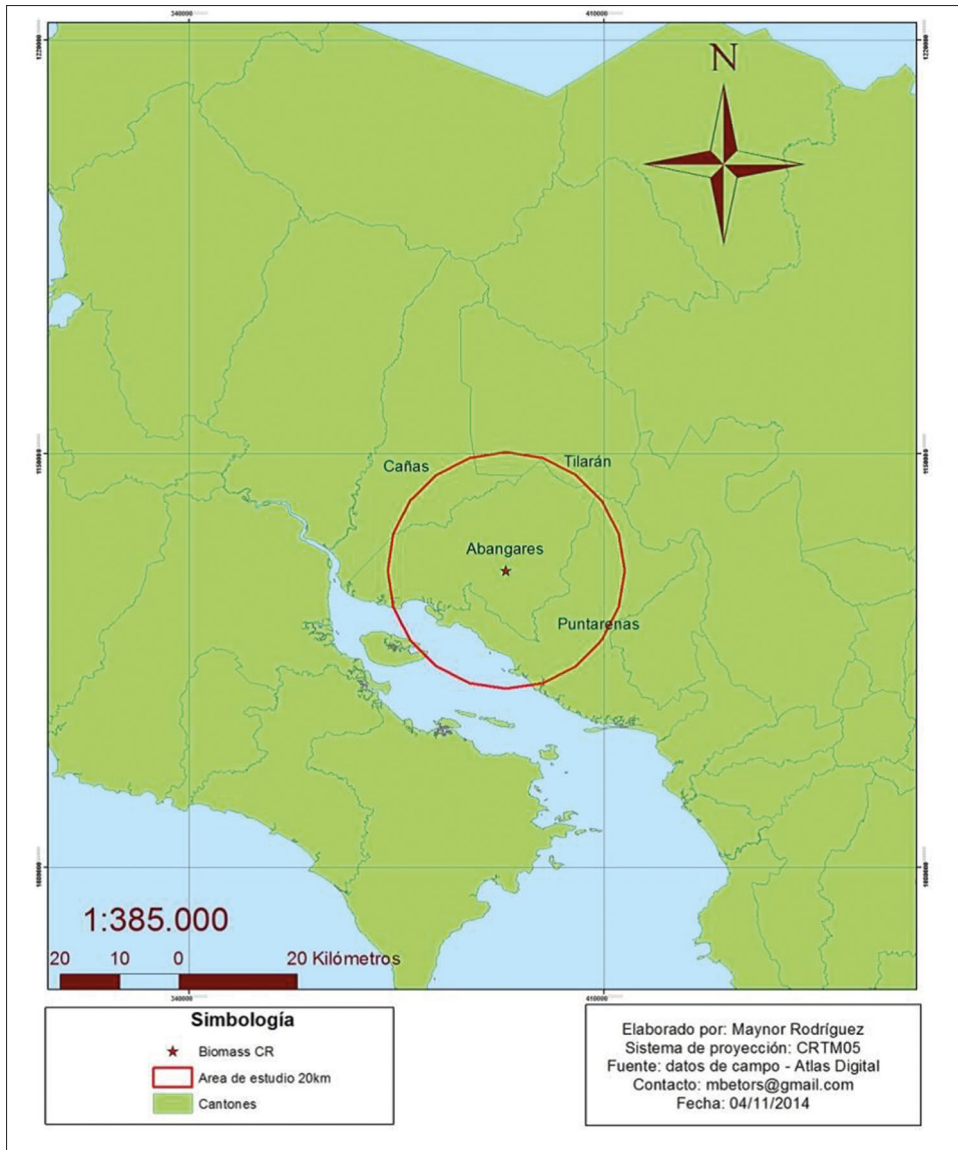


FIGURA 2.2.9. Área de estudio de disponibilidad de residuos de biomasa en el núcleo forestal seleccionado.



## PREDICCIÓN DE LOS RESIDUOS DE BIOMASA A PARTIR DE ECUACIONES

Hay pocos estudios que proporcionen al usuario información sobre ecuaciones que ayuden a predecir la cantidad de residuos existentes en una plantación forestal. Normalmente se utilizan las técnicas destructivas para generar información muy precisa de los árboles a partir de una muestra.

En la literatura se sugiere un tamaño de la muestra inicial de árboles de entre 20 y 30 individuos (Philip 1983), para luego ampliarla si es necesario; en este caso se utilizó una muestra de 30 individuos para melina (*Gmelina arborea*) y 40 individuos de teca (*Tectona grandis*). Las plantaciones de teca evaluadas se encuentran en el cantón de Hojanca y las plantaciones de melina se ubican en los cantones de Abangares y Nandayure. El cuadro 2.2.6 muestra la información detallada de las plantaciones.

CUADRO 2.2.6. Información de plantaciones forestales evaluadas para la elaboración de un modelo de predicción del peso seco de residuos en función del diámetro a la altura del pecho

Plantación	Especie	Tamaño de muestra	Clase diamétrica	Propietario
T1	Teca	10	5 - 15cm	Lorena Solano
T2	Teca	10	15 - 25cm	CACH
T3	Teca	20	15 - 35cm	Edwin Paniagua
M1	Melina	20	5 - 25cm	Joaquín Obregón
M2	Melina	10	25 - 35cm	Eduardo Sibaja
Dirección				
T1	Costado Oeste, patio de trozas del aserradero del CACH, Hojanca Guanacaste			
T2	Matina, calle al antiguo basurero, Hojanca Guanacaste			
T3	San Gerardo de Hojanca, camino a Caimital de Nicoya			
M1	La ensenada, Abangares, Guanacaste			
M2	500 metros al norte de la entrada de Río Oro, Nandayure, Guanacaste			

La escogencia de los árboles se realizó según indica Ortiz (2011), quien sugiere que esta debe ser selectiva y asegurar el mismo número de árboles para cada clase diamétrica. Se utilizaron tres clases diamétricas: Raleo 1 (R1) de 5 a 15,9 cm de DAP, Raleo 2 (R2) de 16 a 25,9 cm y Cosecha final (CF) de 26 a 35 cm o más, cada clase es de diez individuos con excepción de la clase R2 de teca, donde se midieron veinte individuos. La clase diamétrica R1 para teca consideró el 100 % del peso del árbol como residuos, debido a que árboles de dichas dimensiones no son comerciales en otra presentación.

Se cortaron todos los árboles y para cada uno se determinó su volumen por medio de mediciones de diámetro (D) cada 2,5 metros, desde la base del árbol hasta

su altura comercial ( $H_c$ ), la cual fue determinada según las indicaciones de cada productor visitado, además del diámetro a la altura del pecho ( $d_{ap}$ ). Con esos datos se determinó el área basimétrica ( $m^2$ ) g:  $\Pi/4 * ((D1 + D2)/2)^2$  y el volumen total del fuste, que será la suma de los volúmenes de cada sección de fuste cubificados mediante la fórmula de Smalian (diámetro menor + diámetro mayor)/2 \* Largo de la pieza. A continuación se muestra un esquema de las mediciones hechas a diferentes alturas en el fuste del árbol y la forma en que se realiza la medición (figura 2.2.10).

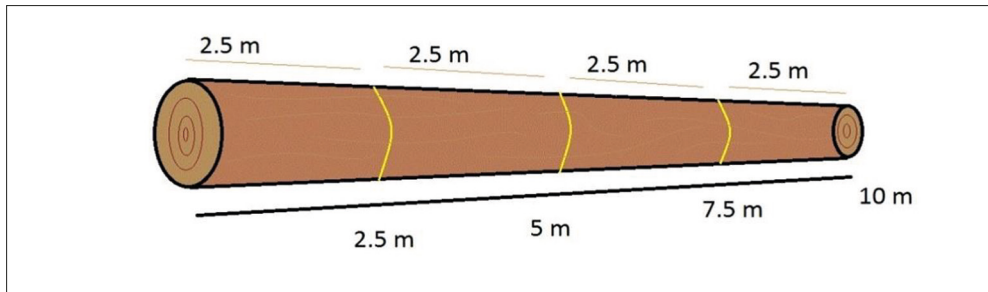


FIGURA 2.2.10. Esquema de mediciones diamétricas realizadas a diferentes alturas del fuste de los árboles.

*Fuente:* Elaboración propia.

Se determinaron para cada especie, tres modelos de predicción de peso seco de residuos en función del diámetro del árbol, los cuales se muestran en los cuadros 2.2.7 y 2.2.8. Los modelos propuestos para teca se realizaron en función de los diez árboles de menores dimensiones (de 5 a 15 cm de  $d_{ap}$ ), debido a que no se logró observar un patrón reconocible en la distribución de los árboles en un gráfico de dispersión  $d_{ap}$  vs. peso seco de residuos; por lo tanto fue imposible adjudicar una curva de mejor ajuste para estos árboles.

Los modelos de predicción de residuos para melina sí comprenden en su campo de acción las tres clases diamétricas evaluadas: árboles de 5 a 15 cm de  $d_{ap}$ , de 15 a 25 cm y de 25 a 30 cm, aunque fue necesario la exclusión de seis árboles debido a un comportamiento no concordante con el resto de la muestra. Por lo tanto, el modelo se generó con 24 árboles en total (cuadro 2.2.7).

Se probaron al menos 30 modelos que han sido reportados en la literatura, siendo los de mejor ajuste los de la tabla anterior. De todos los modelos el que resultó con un menor cuadrado medio del error fue el modelo exponencial (1), cuyo uso es el que se recomienda para efectos de las estimaciones de la biomasa seca con árboles de melina con dimensiones del  $d_{ap}$  entre 5 y 35 cm de diámetro, para la región de Abangares-Cañas y la península de Nicoya en Guanacaste.

Se nota un cuadrado medio del error alto para todos los modelos evaluados, a causa de la elevada variabilidad entre la biomasa de residuos de los individuos evaluados. Estos modelos en definitiva tienen que ser mejorados incluyendo una muestra mucho mayor de individuos e incorporando variables propias del rodal.

CUADRO 2.2.7. Modelos para la determinación del peso seco de residuos en función del diámetro a la altura del pecho, para 24 árboles de *Gmelina arborea* (melina) en la zona de Abangares y la península de Nicoya en Guanacaste (Costa Rica)

Ecuación	Alfa	beta	gamma	Cuadrado medio del error
1. Peso seco= $\text{alfa} \cdot \exp(\text{beta} \cdot \text{dap})$	5,4	0,07		100,54
2. Peso seco= $10^{\text{alfa} \cdot \text{dap}^{\text{beta}}}$	-0,29	1,28		120,73
3. Peso seco= $(\text{alfa} \cdot \text{dap} / (\text{dap} + 1)) + \text{beta} \cdot \text{dap}$	-0,24	1,24		123,1
4. Peso seco= $\text{alfa} / (1 + \text{beta} \cdot \exp(-\text{gamma} \cdot \text{dap}))$	14327107862	2750392929	0,07	105,37

La determinación de los modelos que se muestran en el cuadro 2.2.8 se realizó en función de diez árboles jóvenes de teca, de 5 a 15 cm de diámetro, debido a la elevada varianza de los datos de las clases diamétricas R2 y R3 (de 16 a 25 cm y de 26 a 35 cm o más).

CUADRO 2.2.8. Modelos para la determinación del peso seco de residuos en función del diámetro a la altura del pecho, para diez árboles de *Tectona grandis* (teca) en la zona de Abangares y la península de Nicoya en Guanacaste (Costa Rica)

Ecuación	Alfa	beta	Cuadrado medio del error
1. Peso seco= $\text{alfa} \cdot \exp(\text{beta} \cdot \text{dap})$	7,35	0,16	85,51
2. Peso seco= $10^{(\text{alfa} + \text{beta} \cdot (1/\text{dap}))}$	2,58	-9,53	110,07
3. Peso seco= $(\text{alfa} \cdot \text{dap} / (\text{dap} + 1)) + \text{beta} \cdot \text{dap}$	-54,91	9,2	103,08

Igualmente, los árboles de dichas dimensiones representan una fracción importante de la población que se elimina en el primer raleo en el manejo de las plantaciones forestales de teca, que normalmente se realiza a la edad de cuatro a cinco años, mientras que el diámetro promedio de plantaciones de teca en un escenario promedio es de 12,9 cm.

Generalmente, los árboles de estas dimensiones no tienen un mercado para madera, por lo tanto se pueden adquirir directamente de los productores a precios bajos.

Las operaciones de aprovechamiento de biomasa forestal residual ofrecen ciertas ventajas en comparación con otros tipos de cobertura como charrales o potreros arbolados, debido a:

1. La homogeneidad de la biomasa: los árboles presentan un diámetro pequeño, por lo cual se pueden manejar sin necesidad de introducir maquinaria pesada como tractores o cargadores.
2. La densidad de las plantaciones: las densidades comúnmente utilizadas en plantaciones comerciales de teca son 3 x 3 y 4 x 4 metros, lo que significa 1.111 o 625 árboles por hectárea respectivamente. Considerando que el primer raleo que se realiza es del 30 % de la población o más, se obtendrían 333 o 187 árboles por hectárea respectivamente, que pueden ser empleados para residuos.
3. Predicción de rendimiento: es posible inferir el peso seco de la biomasa que se obtendrá por hectárea en una plantación, gracias a las ecuaciones anteriormente descritas, lo que permitirá generar un flujo de producción planificación y con información disponible para la toma de decisiones.

## **ESTIMACIONES DE BIOMASA A PARTIR DE LAS DIFERENTES COBERTURAS**

En el cuadro 2.2.9 se muestran las hectáreas totales por cada tipo de cobertura, así como el total de hectáreas de interés presentes en un radio de veinte kilómetros desde la posible instalación de un núcleo de producción forestal en Abangares, Guanacaste (Costa Rica).

Como se observa en este cuadro se determinó que existe un total de 5.611,55 hectáreas, las cuales se consideran rentables siguiendo los criterios de distancia desde el centro de operaciones, topografía del terreno, áreas de protección y tipo de cobertura.

La mayor parte del área de interés está ocupada por plantaciones forestales, en su mayoría de teca. Asimismo se identificaron zonas de charral arbolado y potrero arbolado en menor proporción pero con áreas totales considerables. El 44 % del territorio de interés para un núcleo de producción son plantaciones forestales, el 31 % son charrales arbolados o bosques secundarios jóvenes, mientras que los potreros arbolados constituyen el 25 % de dicha área.

Se encontraron tres especies reforestadas en la zona muestreada, entre las cuales se observan mayoritariamente cultivos de teca (*Tectona grandis*), además de plantaciones de melina (*Gmelina arborea*) y partes muy pequeñas plantadas con pochote (*Bombacopsis quinata*).

Se utilizó información del mapa de tipos de bosque de Costa Rica de 2013, disponible en SIREFOR (Sistema de Información de los Recursos Forestales). Dicho mapa cuantifica el área de plantaciones forestales, con lo cual se obtuvo información (capas para sistemas de información) de las plantaciones localizadas en el área de estudio, pero no la especie de estas. Consecuentemente, las plantaciones del mapa de SIREFOR se

clasificaron por separado pero se consideraron al sumar el área total de las plantaciones forestales presentes. El área total de cada tipo de plantación y cobertura se muestra en el cuadro 2.2.10. La ubicación de dichas zonas se muestra en la figura 2.2.11.

CUADRO 2.2.9. Área total por tipo de cobertura dentro de un núcleo de producción forestal, en un radio de 20 km en Abangares, Guanacaste (Costa Rica)

Cobertura	Área total (ha)
Charral arbolado	1756,084
Plantación forestal	2481,352
Potrero arbolado	1374,120
<b>Total</b>	<b>5611,556</b>

CUADRO 2.2.10. Área en hectáreas de todos los tipos de coberturas rentables para un núcleo de producción forestal en el área de estudio

Cobertura	Área total (ha)
Potrero arbolado	1374,12
Charral arbolado	1756,084
Plantación Forestal melina	54,264
Plantación Forestal teca	492,251
Plantación Forestal pochote	1,848
Plantaciones SIREFOR	1932,989
<b>Total</b>	<b>5.611,56</b>

Las propiedades de mayor área se encontraron en las cercanías de la posible instalación del núcleo de producción, específicamente dentro de un radio de 10 km. Estos terrenos son los que representan los mayores beneficios económicos en una operación comercial, debido a su cercanía con el centro de operaciones y el área total de dichas propiedades.

Como se observa en la figura 2.2.11, las plantaciones forestales constituyen el tipo de cobertura dominante en la zona de estudio de 10 km de radio. Las plantaciones forestales identificadas por medio de la información de SIREFOR concentran la mayoría del área. Aunque dicha información no precisaba la especie de estas plantaciones, las giras de campo indican que la mayoría de estas son de teca.

Las plantaciones forestales de SIREFOR se sitúan de la siguiente manera: al este una plantación de 626,3 hectáreas a 4,2 kilómetros; al suroeste, una plantación de 384,26 hectáreas a 6,2 kilómetros, y al norte una propiedad de 404,78 hectáreas. Se localizó también una plantación de teca de 200 hectáreas situada a 12,1 km al noroeste del núcleo de producción.

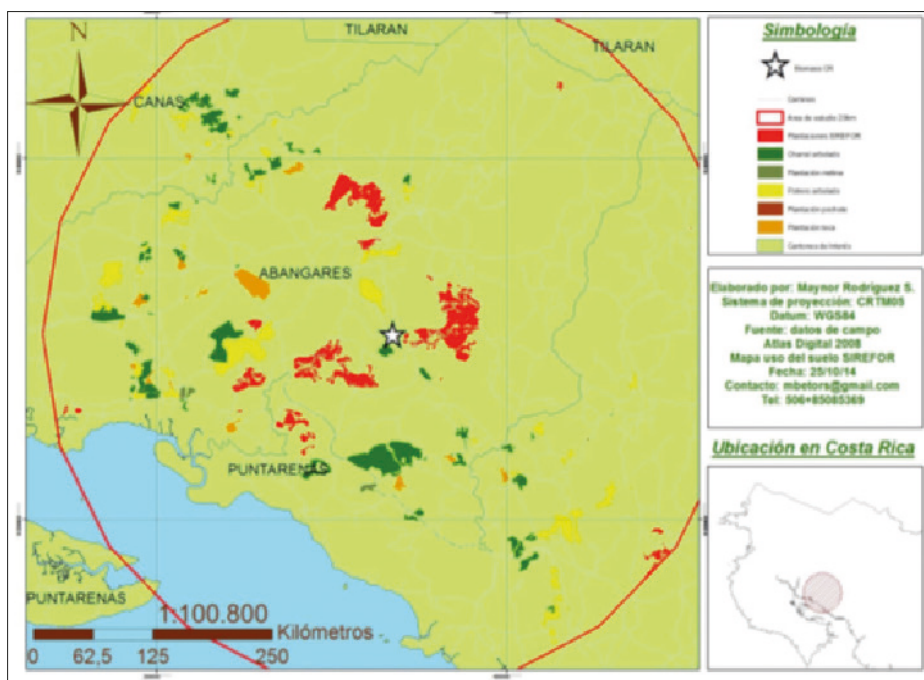


FIGURA 2.2.11. Ubicación de los sitios productores de biomasa forestal residual en un radio de 20 kilómetros dentro de un núcleo de producción forestal en Abangares, Guanacaste (Costa Rica).

Se situaron dos áreas de charral arbolado importantes al sur del núcleo de producción. Estas fincas, de 292 y 154 hectáreas, se encuentran a 14,8 kilómetros del núcleo de producción. Asimismo se identificaron 196 hectáreas de terreno con cobertura forestal aprovechable al oeste, a una distancia de 11,5 km, siendo estos los sitios más representativos de este tipo de cobertura.

Las áreas de potrero arbolado más importantes dentro del rango de los diez kilómetros se encuentran al norte y al oeste del núcleo de producción. Al norte se sitúan dos propiedades de 137 y 83 hectáreas, a 2,8 y 5 kilómetros respectivamente, mientras que la propiedad del oeste se ubica a 11,8 km y posee 378 hectáreas de potrero arbolado. Todas las rutas anteriormente citadas se muestran en la figura 2.2.12.

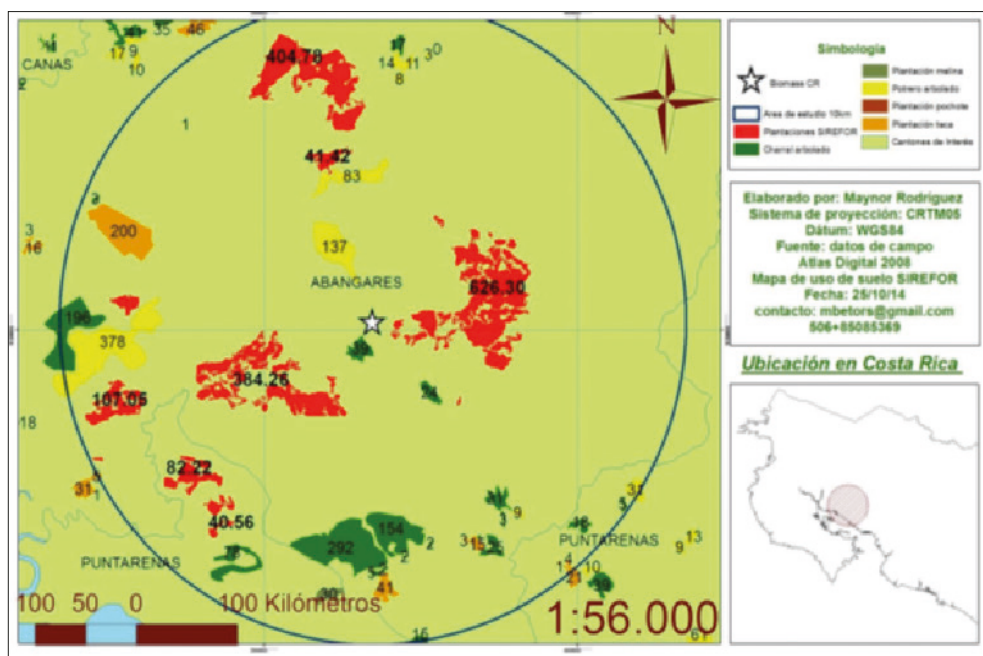


FIGURA 2.2.12. Ubicación de sitios productores de biomasa forestal residual en áreas de radio de 10 km desde la parte central del núcleo de producción en Guanacaste (Costa Rica).

## DISPONIBILIDAD DE BIOMASA FORESTAL

La predicción de la oferta se elaboró de dos formas; mediante datos de producción por hectárea según la experiencia de los autores para los diferentes tipos de cobertura y utilizando la tabla de rendimiento diamétrico en combinación con la ecuación de predicción de residuos. Debido a que la información suministrada son rangos, se utilizó el punto medio de cada rango para calcular la producción.

El cuadro 2.2.11 muestra la información de producción reportada por los autores, mientras que el cuadro 2.2.12 muestra la tabla de incremento medio anual (IMA) para teca y melina. La información sobre rendimiento diamétrico esperado se encuentra en el cuadro 2.2.13. La información sobre rendimiento de rodal para cada tipo de cobertura se muestra en el cuadro 2.2.14.

CUADRO 2.2.11. Rendimiento promedio en toneladas de peso verde por hectárea según tipo de cobertura de interés comercial según experiencia de los autores

<b>Cobertura</b>	<b>Ton peso verde/ha</b>
Aprovechamiento final plantaciones	40-60
Raleo plantaciones	15-20
Manejo rebrotes en plantaciones	30-45
Charral arbolado	40-70
Potrero arbolado	6-10

CUADRO 2.2.12. Diámetro promedio por cada clase diamétrica, edad por clase diamétrica e incremento medio anual de 30 árboles de melina y 40 árboles de teca evaluados en la zona de Abangares y la península de Nicoya (Costa Rica)

<b>Clase</b>	<b>Dap promedio melina</b>	<b>Edad melina</b>	<b>Dap promedio teca</b>	<b>Edad teca</b>	<b>IMA melina</b>	<b>IMA teca</b>
<b>R1</b>	10,09	4	9,1	5	2,52	1,82
<b>R2</b>	19,13	8	21,11	9,5	2,39	2,22
<b>R3</b>	28,63	9	29,68	19	3,18	1,56
			<b>promedio</b>		2,698287	1,72

CUADRO 2.2.13. Rendimiento diamétrico esperado para plantaciones de teca y melina en función del IMA registrado por 30 árboles de melina y 40 de teca en la zona de Abangares y la península de Nicoya, Guanacaste (Costa Rica)

<b>Edad</b>	<b>Dap esperado melina</b>	<b>Dap esperado teca</b>
<b>4</b>	10,79	6,88
<b>5</b>	13,49	8,6
<b>6</b>	16,19	10,32
<b>7</b>	18,89	12,04
<b>8</b>	21,59	13,76
<b>9</b>	24,28	15,48
<b>10</b>	26,98	17,2
<b>11</b>	29,68	18,92
<b>12</b>	32,38	20,64
<b>13</b>	35,08	22,36
<b>14</b>	37,78	24,08
<b>15</b>	40,47	25,8



CUADRO 2.2.14. Rendimiento esperado en toneladas totales por cada tipo de cobertura en un radio de 20 kilómetros desde el centro del núcleo forestal en Abangares, Guanacaste (Costa Rica)

Cobertura	Área total (ha)	Rendimiento (ton/ha)	Biomasa (ton totales)
Potrero arbolado	1374,12	8	10992,96
Charral arbolado	1756,084	55	96584,62
Plantación Forestal melina	54,264	17,5	949,62
Plantación Forestal teca	492,251	17,5	8614,39
Plantación Forestal pochote	1,848	17,5	32,34
Plantaciones SIREFOR	1932,989	17,5	33827,31
		Total	151001,24

Como se observa en el cuadro 2.2.14, el charral arbolado representa la sección más importante en la producción de biomasa forestal total, seguido de las plantaciones forestales identificadas por medio de SIREFOR. El potrero arbolado supera por poco el aporte de las plantaciones de teca, pero con un área mucho mayor distribuida en el área de estudio. Las plantaciones de melina y pochote representan los menores aportes en producción. En total se encuentran disponibles en el área de estudio 151.001,24 toneladas de biomasa forestal.

El área circundante al núcleo de producción dentro del radio de diez kilómetros concentra poco más de un tercio de la producción total del área de estudio. Este territorio aporta 54.668,45 toneladas de las 151.001,24 totales. La información de producción de las fincas de mayor tamaño dentro del radio de diez kilómetros desde el núcleo de producción se muestra en el cuadro 2.2.15.

CUADRO 2.2.15. Rendimiento esperado en toneladas totales para las fincas de mayor tamaño en un radio de 10 kilómetros a partir del núcleo de producción en Abangares, Guanacaste (Costa Rica)

Ruta	Tipo de cobertura	Área (ha)	Rendimiento (toneladas/ha)	Rendimiento (Toneladas totales)
1	Potrero arbolado	137	8	1096
2	Plantación SIREFOR	626,3	17,5	10960,25
3	Potrero arbolado	83	8	664
4	Plantación SIREFOR	384,26	17,5	6724,55
5	Plantación SIREFOR	404,78	17,5	7083,65
6	Potrero arbolado / Charral arbolado	378/196	55	3024/10780
7	Plantación Teca	200	17,5	3500
8	Charral arbolado	448	55	24640

En el cuadro 2.2.15 se observa que las áreas de charral arbolado son las zonas con los mejores rendimientos productivos, por lo que se consideran los terrenos con prioridad para ser intervenidos junto con las plantaciones identificadas por medio de SIREFOR. De igual forma las plantaciones de teca representan una fracción importante de la producción total.

## USO DE LOS BIOCOMBUSTIBLES EN EL ÁREA DE ESTUDIO

Los diferentes combustibles que se emplean en las industrias ubicadas en la provincia de Guanacaste se muestran en el cuadro 2.2.16. El búnker es el que presenta mayor uso, con un 23 % del total; al contrario que la madera, leña y cascarilla de arroz, con un 3 % cada una.

En cuanto a las astillas de madera, estas representan un 10 % del total; es decir, que de las 30 empresas identificadas solamente 3 industrias utilizan este tipo de combustible (cuadro 2.2.16).

Las empresas evaluadas representan un 37 % del total de las industrias identificadas. Esta evaluación abarcó los diferentes tipos de combustibles utilizados, excepto para tipo eléctrica y madera.

CUADRO 2.2.16. Combustibles comúnmente utilizados por las empresas en el área de estudio

Combustible	Total empresas	Porcentaje total empresas	Empresas evaluadas	Porcentaje evaluado
Astillas de madera	3	10	2	7
Bagazo de caña	5	17	2	7
Búnker	7	23	3	10
Cascarilla de arroz	1	3	1	3
Diésel	6	20	1	3
Eléctrica	1	3	0	0
Gas LP	5	17	1	3
Leña	1	3	1	3
Madera	1	3	0	0
Total empresas con tipo combustible registrado	30	100	10	37

*Fuente:* Base de datos propia.

### Uso de calderas

El número de calderas presentes en las empresas analizadas permitió determinar el tipo de combustible que requieren de mayor demanda actualmente. En el cuadro 2.2.17 se observa que las calderas muestreadas con mayor frecuencia fueron las

que utilizan búnker, seguidas por el bagazo de caña; las menos frecuentes son las que emplean cascarilla de arroz, madera, coquito y astillas de madera, respectivamente.

Los factores que influyen en el tipo de calderas dentro de las empresas son la accesibilidad y rentabilidad del combustible, el cual determina el tipo de caldera que deben emplear las industrias. El bagazo de caña, por ejemplo, es uno de los combustibles más utilizados por las industrias azucareras por sus características rentables, ya que se aprovecha el residuo del proceso productivo del azúcar, por lo que las calderas son abastecidas por estos, lo que genera ahorro de combustible (en cuanto al coste de abastecimiento) y ventajas competitivas para la empresa.

Sin embargo, si se quisiera cogenerar electricidad se deberá consumir otro tipo de biocombustible. También aquellas calderas que utilizan búnker pueden transformar sus quemadores para utilizar biomasa.

CUADRO 2.2.17. Combustibles utilizados en las calderas de las empresas muestreadas en Guanacaste (Costa Rica)

Combustible	Número de calderas	Porcentaje
Astillas	2,00	7,69
Bagazo de caña	6,00	23,08
Búnker	7,00	26,92
Cascarilla de arroz	1,00	3,85
Coquito	1,00	3,85
Diesel	2,00	7,69
Gas LP	2,00	7,69
Leña	4,00	15,38
Raquis	1,00	3,85
Total	26,00	100

### Mercado potencial de la biomasa forestal

El uso de la biomasa forestal en las empresas evaluadas es de un 30 %, donde se incluye la leña, con un 20 %, y las astillas de madera, que corresponde a un 10 %. Estos porcentajes representan la situación actual del uso de esta materia prima; sin embargo existen algunas empresas que tienen la posibilidad de sustituir el uso de combustibles, tales como el búnker o el diésel, por las astillas de madera. Entre las empresas que cuentan con este potencial de sustitución, un 50 % respondió «sí» a la pregunta del interés del uso de biomasa en una encuesta realizada.

Los argumentos de las empresas que respondieron «no» son los siguientes:

- No se dispone de espacio suficiente y de infraestructura adecuada para el almacenamiento de las astillas de madera. Este es el caso de los hospitales.
- Las astillas de madera son sustituidas o bien por el uso de residuos propios de los cultivos de las empresas o bien por otro tipo de cultivo para satisfacer su

demanda. Por ejemplo, en las empresas arroceras se emplea la cascarilla de arroz como combustible; por lo tanto, el uso de las astillas es sustituido por este. Además están más interesadas en cultivos afines, como el uso de pastos (*Pennisetum purpureum*, conocido como «King grass»). Otro caso ejemplar es el de los ingenios, donde se emplea el bagazo de caña como combustible principal.

- Las calderas existentes no pueden emplear astillas de madera debido al diseño que tienen. Algunos hornos fueron construidos para usar leña y no se puede implementar el uso de las astillas porque el diseño que poseen actualmente no se adapta a la recepción de este material.

La comparación económica y volumétrica del uso de astillas de madera con respecto a otros combustibles es importante, ya que refleja el potencial económico real de esta materia, si se implementara en las empresas que emplean actualmente otros tipos de combustibles (cuadro 2.2.18).

CUADRO 2.2.18. Uso potencial de las astillas de madera en las empresas interesadas y que fueron muestreadas en Guanacaste (Costa Rica)

Empresa	Combustible actual	Consumo actual (ton/día)	Costo actual (€/día)	Consumo potencial astillas (ton/día)	Costo astillas (€/día)	Ahorro en colones (Costo actual - Costo potencial)
Aquacorporación Internacional	Búnker	1.15	€458,097.51	4.40	€143,035.55	€315,061.96
Biomar S.A	Búnker	4.40	€1,723,279.88	16.56	€538,069.49	€1,185,210.39
Calizas Nicoyana	Leña	8.80	€600,000.00	11.00	€357,500.00	€242,500.00
CEMEX	Astillas	17.13		0.00	€0.00	€0.00
Compañía Arrocera Industrial S.A	Diésel	10.12	€7,322,520.00	41.63	€1,352,812.50	€5,969,707.50
Del Oro S.A	Cascarilla de arroz	48.00	€1,200,000.00	57.45	€1,867,125.00	-€667,125.00
El Viejo	Astillas	50.00	€600,000.00	0.00	€0.00	€600,000.00
Hospital La Anexión	Bagazo de caña	2,160.00	€30,240,000.00	2,004.75	€65,154,375.00	-€34,914,375.00
Ingenio Taboga	Gas LP	1,070.02	€246,575.34	2.37	€77,049.78	€169,525.56
INOLASA	Bagazo de caña	1,200.00	€16,800,000.00	1,113.75	€36,196,875.00	-€19,396,875.00
	Búnker	39.00	€15,508,392.06	149.12	€4,846,353.66	€10,662,038.40

En el cuadro anterior se observa que para los combustibles como el búnker, diésel y gas LP es más rentable para una empresa si se emplearan las astillas de madera como biocombustible, aparte del beneficio ambiental.

En el caso de una empresa dedicada a la producción de peces, se emplean 1,15 toneladas diarias de búnker; sin embargo, si se emplearan las astillas de madera para abastecer la demanda actual de esta empresa, se tendrían que emplear 4,4 toneladas diarias de astillas de madera, lo cual ahorraría €315.061,96 diarios. Para el caso de otra empresa productora de aceite y que emplea búnker, el coste actual del combustible es de €15.508.392,06/día; con el uso de las astillas el coste potencial para la empresa es prácticamente un tercio de lo que le cuesta actualmente, es decir, €4.846.353,66/día, con un ahorro de €10.662.038,40.

El uso del bagazo de caña como combustible en calderas representa un ahorro económico para los ingenios, ya que es un subproducto del proceso industrial de la

caña (esto solo durante la época del año en que se cosecha), lo que contribuye a que los costes de producción se minimicen. Por lo tanto, las astillas de madera como combustible deben ser utilizadas junto con el bagazo para poder abastecer el déficit en las épocas del año en que no se cosecha la caña. Es decir, emplear las astillas como complemento.

## CONCLUSIONES

Se mostró un procedimiento de estimación de la biomasa de residuos a partir de estimaciones según tipos de cobertura. En un área de 20 km alrededor de un posible núcleo de producción en Abangares, Guanacaste (Costa Rica), se encuentran 5.611.556 de hectáreas de potenciales sitios productores de biomasa forestal, los cuales se distribuyen de la siguiente manera: charral arbolado, 1.756.084 hectáreas; plantaciones forestales, 2.481.352 hectáreas, y 1.374.120 hectáreas de potrero arbolado.

La producción total de biomasa forestal por tipo de cobertura, según los datos de rendimiento obtenidos en este estudio, fue la siguiente: potrero arbolado, 10.992,96 toneladas totales de biomasa; charral arbolado, 96.584,62 toneladas totales de biomasa, mientras que las plantaciones forestales registraron un valor de 43.423,66 para un total de 151.001,24 toneladas de materia prima disponible.

Los sitios de mayor interés económico para una operación comercial de venta y suministro de biomasa se encuentran dentro de un radio de diez kilómetros alrededor del núcleo de producción, ya que representan un tercio de la producción total y se encuentran a poca distancia de las instalaciones de una posible operación forestal.

Las plantaciones forestales representan el tipo de cobertura de mayor interés económico debido a su producción por hectárea y las facilidades que ofrece la homogeneidad de los individuos.

Los combustibles más caros para el funcionamiento de las calderas son el búnker, el diésel, el gas LP y la cascarilla de arroz. En cuanto a los más económicos, están el bagazo de caña (específicamente de los ingenios) y las astillas de madera, respectivamente.

Cambiar cualquier combustible (búnker, diésel, gas LP y cascarilla de arroz) por astillas de madera implica usar una mayor cantidad de volumen por día (t/día); es decir, se utilizarían más toneladas diarias de astillas que si se usaran los combustibles anteriormente mencionados.

La demanda potencial actual de astillas de madera en el área de estudio es de 282,20 t/día, considerando las empresas que actualmente consumen astillas más las empresas que pueden pasar de emplear combustible a utilizar biomasa.

Uno de los factores que puede limitar el cambio de un combustible por astillas de madera en las empresas es el espacio disponible para almacenar las astillas, ya que requiere infraestructura para su adecuado almacenaje y posterior uso.

## RECOMENDACIONES

Se recomienda aplicar las estimaciones y ecuaciones desarrolladas en este trabajo antes de adquirir residuos de plantaciones forestales de melina o residuos forestales de los primeros raleos de plantaciones de teca.

Se recomienda realizar una mayor cantidad de establecimientos de carácter temporal en los sitios de producción importante para disminuir significativamente los gastos de transporte.

Se debe dar prioridad a las propiedades dentro del radio de diez kilómetros alrededor del núcleo de producción, ya que presentaron las mejores condiciones de producción y distancia desde la empresa.

Es recomendable gestionar contratos comerciales con las fincas identificadas para asegurar la materia prima.

Es importante la implementación de plantaciones dendroenergéticas, considerando el potencial de producción de estas y tomando en cuenta que el potencial existente es agotable y que debe ser negociado directamente con los propietarios de las plantaciones.

Se pueden ampliar los estudios de factibilidad de oferta/demanda en la península de Nicoya debido a la densidad de plantaciones forestales en esta zona.

Se deben prever alianzas estratégicas con empresas responsables del mantenimiento y raleos en plantaciones forestales, o bien con madereros de la zona que comercialicen madera de plantaciones en la zona.

Las diferentes industrias han de valorar el gran potencial económico y ambiental que tiene la biomasa forestal para la producción de energía. También las industrias del sector forestal deberían fomentar el aprovechamiento de residuos forestales y el establecimiento de plantaciones para este fin específico, con una especie que se adapte a las necesidades potenciales del mercado y a las condiciones del sitio. Además de que sería una nueva fuente de ingresos constante a lo largo del crecimiento de la plantación, es decir, que estos «residuos» son en realidad un producto más en la cadena de producción de madera.

## BIBLIOGRAFÍA

Agüero, A., J. Pisa, C. Agüero y A. Torres. 2004. «Poder Calorífico del Bagazo de Caña de Azúcar». *Revista CET* 13(24).

Arias, D. 2017. *Informe final proyecto «Impulso tecnológico para la producción, transformación y uso de la biomasa para energía y biomateriales a partir de los cultivos forestales lignocelulósicos en el contexto del mecanismo de desarrollo limpio (MDL)»*. San José: MICITT-CONICIT.

Baettig, R., A. Yáñez y A. Albornoz. 2010. *Cultivos dendroenergéticos de híbridos de álamo para la obtención de biocombustibles en Chile: estado del arte*. Talca: Universidad de Talca, Centro Tecnológico del Álamo.

- Barahona, J. y A. Núñez. 2014. «Generación de electricidad a partir de la cascarilla de arroz». *Revista PetroQuiMex* (72): 40.
- Bonilla, J., M. Carranza, M. Castillo, K. Aguirre y J. Casasola. 2009. «Termodinámica de equipos industriales: eficiencia energética de una caldera». *Revista electrónica ingeniería y ciencia* (13): 19.
- Coakley, T., N. Duffy, S. Freiburger, J. Fresner, J. Houben, H. Kern y H. Raupens-trauch. 2010. *Uso de la energía en el sector industrial: manual para estudiantes*. IUSES. Recuperado el 24 de noviembre de 2014 de: [http://www.iuses.eu/materiali/e/MANUALES\\_PARA\\_ESTUDIANTES/Manual\\_industria.pdf](http://www.iuses.eu/materiali/e/MANUALES_PARA_ESTUDIANTES/Manual_industria.pdf).
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. *Plantaciones forestales*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de: <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/plantaciones>.
- Domínguez, J. 2013. *Jornada sobre calderas eficientes en procesos industriales: concepto de combustión y combustibles*. Madrid: Gas Natural Distribución SDG, S. A. Recuperado el 28 de noviembre de 2014 de: [http://www.fenercom.com/pages/pdf/formacion/13-01-23\\_Jornada%20calderas%20industriales/01-Conceptos-de-combustion-y-combustibles-GAS-NATURAL-SDG-fenercom-2013](http://www.fenercom.com/pages/pdf/formacion/13-01-23_Jornada%20calderas%20industriales/01-Conceptos-de-combustion-y-combustibles-GAS-NATURAL-SDG-fenercom-2013).
- Espinosa, M. y F. Muñoz. 2000. *Silvicultura Aplicada I, Apuntes de clase*. Manuscrito sin publicar. Concepción: Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2013. *Dendroenergía*. Recuperado de: <http://www.fao.org/forestry/energy/es/>.
- Holdridge, L. 1979. *Ecología basada en zonas de vida*. San José: Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 216 pp.
- Horta, L. 2002. *Dendroenergía; fundamentos y aplicaciones*. Agencia Nacional de Energía Eléctrica (ANEEL). 1.º Seminario Desarrollo Sostenible Energía y Paz, Agosto 2002.
- Lee, C. y M. Lazarus. 2013. «Bioenergy projects and sustainable development: which Project types offer the greatest benefits». *Climate and Development Magazine*. Seattle: Stockholm Environment Institute.
- Lesme, R. y L. Oliva. 2003. *Factibilidad del empleo de los residuos de la industria de la madera para la obtención de energía eléctrica*. Cuba: Universidad de Oriente, Facultad de Ingeniería Mecánica, Centro de Estudios de Eficiencia Energética. Recuperado de: <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/Ecosolar/Ecosolar11/HTML/articulo05.htm>.
- Moya, R. 2010. «Physical and mechanical properties of eight fast-growing plantation species in Costa Rica». *Journal of tropical forest science*, 3(22): 317-238.
- Ortiz, E. 2011. *Crecimiento y Rendimiento Forestal*. Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Packer, N. 2011. *A Beginner's Guide to Energy and Power*. U.K.: Universidad de Staffordshire. Recuperado el 6 de octubre de 2014 de: <http://www.rets-project.eu/UserFiles/File/pdf/respedia/A-Beginners-Guide-to-Energy-and-Power-EN.pdf>.
- Palmberg, C. y J. B. Ball. 2000. *El estado actual de las plantaciones forestales en América Latina y el Caribe y examen de las actividades relacionadas con el*

- mejoramiento genético*. Roma: Servicio de desarrollo de los recursos forestales, Dirección de recursos forestales, Departamento de montes.
- Pang, S. y J. Li. 2006. «BIGCC (Biomass Integrated Gasification Combined Cycle) system for New Zealand: An overview and perspective». *New Zealand Journal of Forestry* 51(2): 7-12.
- Philip, M. 1938. *Measuring trees and forests*. Gran Bretaña: Aberdeen Univ. Press.
- RECOPE. 2011. *Manual de productos 2011*. Recuperado el 15 de octubre del 2014 de: [https://www.recope.go.cr/wp-content/uploads/2013/07/Manual\\_Productos.pdf](https://www.recope.go.cr/wp-content/uploads/2013/07/Manual_Productos.pdf).
- Rojas, F. 2005. «Principales especies forestales en Costa Rica (Nota técnica)». *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 2(4): 5-4. Costa Rica.
- Rubio, J., C. Prades y E. López. 1996. *Industrialización de madera de pequeñas dimensiones y residuos selvícolas*. II Congreso Forestal Español. España: Universidad de Córdoba, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes.
- SEAI. 2014. *Domestic fuels comparison of energy costs*. Irlanda. Recuperado el 6 de octubre de 2014 de: [http://www.seai.ie/Publications/Statistics\\_Publications/Fuel\\_Cost\\_Comparison/Domestic-Fuel-Cost-Comparisons.pdf](http://www.seai.ie/Publications/Statistics_Publications/Fuel_Cost_Comparison/Domestic-Fuel-Cost-Comparisons.pdf).
- Varmola, M., D. Guatier, D. Lee, F. Montagnini y J. Saramaki. 2005. *7 Funciones diversificadas de los bosques plantados*. Proyecto WFSE.
- Velázquez, B. 2006. *Aprovechamiento de los residuos forestales para uso energético*. España: Editorial Universidad Politécnica de Valencia.



## **Capítulo 3**

---

### **Valorización de residuos con fines agroalimentarios**

### **3.1. Aprovechamiento y valorización de residuos de poda de cítricos. Proyecto Life Ecocytric**

Francisco J. Colomer Mendoza,<sup>1</sup> fcolomer@uji.es

Pablo Vicente Monserrat<sup>1</sup>

José Segarra Murría,<sup>2</sup> jsegarra@lowcarboneyconomy.org

Juan Jorro Ripoll<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Jaume I

<sup>2</sup>Grupo HELIOTEC

#### **INTRODUCCIÓN**

En muchas zonas cultivadas tradicionalmente por cítricos se está produciendo un abandono de la agricultura por la escasa rentabilidad de las explotaciones agrarias, motivado sobre todo por la pérdida de ingresos y el alza de los costes de explotación. Según el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), la Comunitat Valenciana registró en el último censo citrícola un total de 178.361 hectáreas en 2010, lo que supone un recorte del 3,18 % respecto a 2009. Esta tendencia ha seguido en 2013 con una superficie cultivada total de 168.020 hectáreas (últimos datos disponibles).

Dentro de las explotaciones agrarias, la eliminación y gestión de los residuos suponen un gasto económico importante, así como una elevada contribución a la emisión de gases de efecto invernadero derivada de los métodos actualmente empleados. La valorización de estos residuos agrícolas supone la reducción de gastos en la explotación agrícola y una alternativa a la línea de producción principal, con la creación de subproductos. Además, estos subproductos, totalmente naturales y ecológicos, van a favorecer otros procesos, ya sean industriales, ganaderos o energéticos, con un producto de calidad y sostenible desde el punto de vista medioambiental.

Actualmente, hay dos formas muy extendidas para la eliminación de estos residuos agrícolas:

- Quema de los residuos: conforme se va podando se van acumulando los residuos en una zona habilitada para ello, donde después de dejarlos secar durante un periodo de entre 20 y 30 días se procede a su quema. Este método tiene una gran problemática: el riesgo que supone para algunas zonas de provocarse incendios, si no se hace con mucho cuidado. El otro problema principal es la cantidad de CO<sub>2</sub> expulsada a la atmósfera.



FIGURA 3.1.1. Quema de restos de poda en campo.

- Triturado en campo: una vez podado el árbol, los residuos se van introduciendo en una trituradora y posteriormente se esparcen por el campo como abono. Este método es menos agresivo que el anterior, pero también se utiliza menos por el coste y trabajo que supone el alquiler de la máquina y el posterior reparto de la poda triturada. La principal problemática es que, si los árboles han sufrido alguna enfermedad durante ese año de cosecha, los residuos que se esparzan al año siguiente mantendrán esa enfermedad.



FIGURA 3.1.2. Triturado en campo.

Aparte de la mala gestión y la problemática derivada de ello, se está desaprovechando un recurso muy abundante en algunas regiones que podría ser utilizado para diversos fines. Por tanto, mediante el presente trabajo se pretende valorizar un residuo que actualmente es eliminado mediante métodos con alto índice de contaminación, consiguiendo con ello reducir el impacto ambiental global producido por su eliminación. Esta reducción global de impacto ambiental se consigue transformando el residuo de poda en diversos subproductos, tales como biomasa, pienso para animales y aceites esenciales.

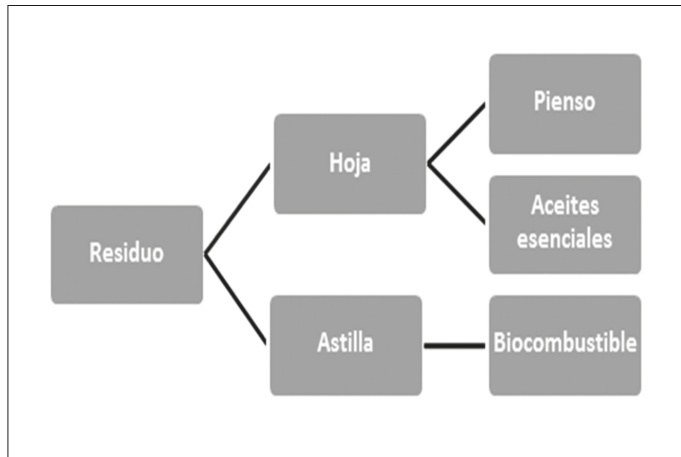


FIGURA 3.1.3. Subproductos a partir de los residuos de poda.

## DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

### Sistema de recogida

Se prevé que la materia prima se recoja entre cuatro y seis días después de la poda de los cultivos, pues así, en presencia del aire y del sol, disminuye más o menos rápidamente su porcentaje de humedad. No obstante, si por razones logísticas u operativas se prefiere recolectar en residuo recién podado, se podría recurrir a un sistema de secado térmico o biosecado, los cuales serán explicados más adelante.

Una vez pasado este periodo, la materia se recogerá y se triturará en campo, como se puede observar en la figura 3.1.4. La máquina va recogiendo el residuo de poda y lo va procesando mediante un triturador de martillo, primero mediante una criba más gruesa y luego otra más fina.



FIGURA 3.1.4. Triturado en campo de la materia prima y almacenamiento en *bigbags*.

Este residuo es elevado por un sistema de absorción que también lo introduce en el *bigbag*.

A medida que se va triturando, la propia máquina irá almacenando en *bigbags* todo este residuo, que contendrá tanto la parte leñosa como la hoja. Los *bigbags* llenos se van acumulando en el exterior de la explotación para que un camión los transporte hasta la planta de tratamiento.

### ***Biosecado***

Una vez que el residuo llega a la planta de tratamiento debe determinarse su humedad. Normalmente el residuo de astilla y hojas recién podado suele tener una humedad en torno al 40-60 %. Como norma general y en periodos sin lluvias, cuantos más días ha pasado el residuo en la explotación con menos humedad llega. En cualquier caso, si la planta dispone de espacio suficiente puede optarse por un sistema de secado solar, combinado o no con el biosecado.

El biosecado consiste en la estabilización y disminución de la humedad de los residuos mediante la fermentación aerobia. El proceso se optimiza mediante una adecuada aireación, evitando así una fermentación anaerobia y manteniendo una alta temperatura (Sugni et al. 2005), que es especialmente apropiada para la proliferación de microorganismos que se nutren de la masa (Madigan y Martinko 2006). De hecho, la actividad microbiana hace que la temperatura aumente y que una parte de esta sirva para favorecer el crecimiento y la conservación de los propios microorganismos, mientras que la otra mejora la evaporación del agua en la matriz porosa (Bailey y Ollis 1986; Prescott et al. 1993).

Es esencial provocar una circulación de aire a través de la masa de residuos, para que el agua evaporada por el calor producido por las reacciones de degradación aerobia de la materia orgánica sea arrastrada y evacuada (Rada et al. 2005). En el caso de este proyecto de investigación (en el cual el biosecado se realiza en el interior de invernaderos), la aireación se consigue por medio del efecto chimenea, permitiendo una entrada de aire por la parte inferior del invernadero y que este atraviese la masa de residuos (colocados sobre una tarima de madera permeable al paso del aire) y arrastre la humedad hasta una abertura o ventada en la parte superior (Colomer et al. 2012a). Además, en este tipo de instalaciones el biosecado presenta tres ventajas principalmente: la generación de calor metabólico debido a la actividad aeróbica microbiana en los residuos, el incremento de la temperatura del aire (en menor medida la temperatura del residuo) y la protección exterior de la rehumidificación (Robles et al. 2012).

En ocasiones, el tipo de muestra condiciona la metodología del biosecado, ya que determina tanto la duración del proceso como la humedad final de la muestra. Normalmente, con humedades elevadas, aumenta el tiempo del proceso, pero para reducir este periodo o para evitar problemas de anaerobiosis se recomienda la adición de material texturizante (Yáñez et al. 2009; Robles et al. 2010). La mezcla

heterogénea triturada de astilla y hojas favorece la existencia de huecos de aireación en la matriz porosa.

De esta forma se evita el apelmazamiento de material, que produciría condiciones anaeróbicas en la pila de residuos que no son deseables para el biosecado.

En el caso particular del biosecado en invernadero se deben considerar más factores que condicionan la reducción de humedad, como son la radiación solar, el viento y la estacionalidad (Colomer et al. 2011). La correcta combinación de estos factores para cada estación del año disminuirá el tiempo de permanencia del proceso de biosecado hasta periodos muy cortos de ocho o nueve días (Adani et al. 2002).

En cualquier caso, el secado no solo es influido por estos factores, sino también por algunas variables más que se encuentran íntimamente ligadas entre sí, siendo en ocasiones difícil discernir qué parámetro ha forjado un cambio significativo en el biosecado.

Los parámetros que deben ser controlados durante el proceso de biosecado son:

- Tipo de muestra: el tipo de muestra tratada determinará las condiciones que se produzcan en el biosecado. Es decir, las características del residuo establecerán tanto el resultado del biosecado como su duración. Por ejemplo, en aquellas muestras donde la relación C/N sea muy baja, la actividad microbiana será más reducida. Por tanto, la fuente de generación de la muestra (restos de poda, RSU, lodos de depuradoras, etc.), la granulometría y, como consecuencia, la aparición de huecos que permitan la aireación y eviten la excesiva compactación, además de las características físico-químicas, serán las responsables del alcance y eficiencia del biosecado y su resultado final.
- Tiempo de permanencia: el tiempo de permanencia es el periodo de funcionamiento de la experiencia, que vendrá establecido por la progresiva caída de temperatura del interior del residuo y de la humedad de la muestra.
- Microorganismos responsables del biosecado: debido a la presencia de agua, carbono orgánico y sustancias nitrogenadas, la fracción biodegradable es altamente inestable y putrescible, capaz de fermentar tanto por vía aerobia como anaerobia. En el proceso de biosecado la fermentación se realiza por medio aerobio, siendo la masa de residuos atacada por una población de microorganismos que se nutren de los componentes más digeribles produciendo calor. Las bacterias responsables de la actividad biológica se pueden clasificar en tres grupos, basados en el rango de temperaturas en las que su desarrollo y crecimiento son más favorables: las bacterias psicrófilas (activas entre 0-20 °C), mesófilas (activas entre 8-48 °C) y termófilas (activas entre 42-68 °C) (Madigan y Martinko 2006).
- Temperatura: la temperatura es un parámetro clave en el biosecado. No solo influye la temperatura del exterior, sino que la actividad microbiana hace que aquella aumente. La falta progresiva de nutrientes y la falta de oxigenación pueden originar un descenso de temperatura en la masa de residuos. Una parte del calor generado biológicamente servirá para mejorar la evaporación del agua ligada a la masa de residuos (Bailey et al. 1986). A causa de esta elevada

temperatura alcanzada en el interior de los residuos (50-60 °C), el proceso aeróbico es un eficaz sistema de estabilización, desodorización e higienización del material, ya que a esas temperaturas se llega a eliminar los microorganismos patógenos. Uno de los problemas más comunes que se pueden encontrar en estos reactores es la aparición de un gradiente de temperatura muy acusado. Estas diferencias de temperatura a lo largo de la pila de residuos son producidas por una mayor actividad microbiológica focalizada en aquellos puntos que tienen condiciones más ventajosas para el crecimiento microbiano.

- Para mitigar este efecto se debe ventilar la pila de forma difusa, y no con una única fuente de caudal de aire forzado (Sugni et al. 2005). Con esto, la degradación aerobia será lo más homogénea posible, adquiriendo unos valores de poder calorífico similares en toda muestra.
- Humedad: la presencia de nutrientes y humedad en el sustrato propiciará la proliferación de bacterias que degraden la muestra. La reacción metabólica de los microorganismos se puede llevar a cabo en niveles con una humedad relativamente alta. Sin embargo, con un elevado contenido en agua disminuye la disponibilidad del oxígeno necesario para la descomposición aeróbica, ya que existe una lenta difusión de oxígeno en la película líquida que rodea los microorganismos. Varios autores informaron de que el contenido de humedad óptimo para el correcto desarrollo de la actividad microbiana es entre el 45 y el 65 % en peso húmedo.
- Aireación: según Roy et al. (2006), el flujo de aire forzado es necesario para eliminar el agua de la matriz y arrastrar la humedad ambiental hacia el exterior del reactor, además de proporcionar oxígeno a los microorganismos aerobios. Cabe destacar que, a mayores caudales de aire, la actividad se limitará debido a los efectos de enfriamiento por la humedad evaporada. Roy et al. (2006) encontraron que la reducción del caudal de aire suministrado favorecía la actividad microbiológica, debido a que aumentaba la temperatura de la matriz y con ello el crecimiento bacteriano; por el contrario, los resultados en el biosecado fueron peores. En el caso de procesos industriales de biosecado, la conexión entre la aireación y la temperatura es tan decisiva que se regula de forma automática. Se trata de mantener una temperatura en los reactores en torno a 45-50 °C, que correspondería en la pila de residuos a unos 52-57 °C. La regulación se realiza de forma que, si la temperatura sube, se aumenta la cantidad de aire y viceversa.
- Presencia de material texturizante (MT): en algunos estudios se demuestra que la introducción de material con granulometría mayor que la del residuo biosecado influye positivamente en el secado, ya que se favorece la aireación en el interior de la pila. La adecuada proporción de cada componente permitirá que la temperatura no descienda del rango óptimo, y se produzca una desecación más rápida. En estas circunstancias, la adición de otro material provoca una regulación de estos parámetros, ya que la excesiva humedad inicial queda absorbida por el MT (de mayor sequedad que la muestra para biosecar), y el carbono aumenta debido a la carga de materia orgánica del material añadi-

do. Aparte de las ventajas que se han encontrado en cuanto a la mejora en el proceso de compostaje debido a la adicción de MT, recientes estudios han comprobado su utilidad en el proceso de biosecado en invernaderos. En concreto, se confirmó que al introducir un cierto porcentaje de MT la producción de lixiviado había disminuido. Esta circunstancia es plenamente satisfactoria, ya que residuos orgánicos con una elevada humedad liberan la mayor parte de agua cuando se rompe la pared o membrana celular en el proceso de degradación (Zhang et al. 2008). Por otro lado, en los trabajos de Robles et al. (2010) se demostró que con la aportación de un 9 % de distintos MT la reducción de lixiviados generados en el proceso de compostaje fue de un 34 % con la viruta de madera, un 54 % con restos de poda y un 64,6 % para viruta de madera con compost. Los resultados de las experiencias de biosecado realizadas en invernadero se representan en la figura 3.1.5.

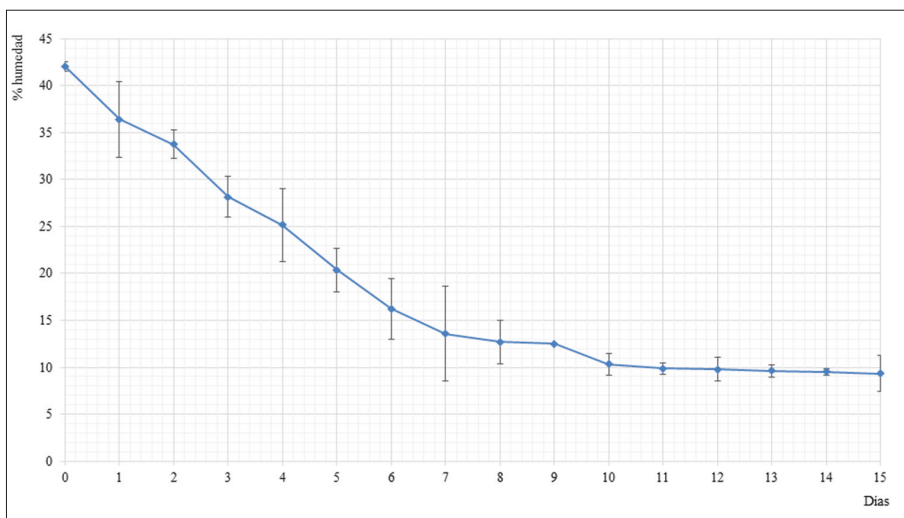


FIGURA 3.1.5. Evolución de la humedad mediante secado en campo

### Sistema de separación

El sistema de separación será el encargado de llevar a cabo la separación de las hojas y la parte leñosa del material mediante la creación forzada de corrientes de aire que provoquen el arrastre de las hojas a su zona de descarga y afecten mínimamente a la trayectoria de la materia leñosa.

El principio de funcionamiento del sistema de separación se basa en la realización de una separación mediante corrientes de aire sobre partículas con diferentes densidades y coeficientes de arrastre, de manera que las hojas, debido a su menor densidad y mayor coeficiente de arrastre, se vean empujadas por las corrientes de aire en mayor medida que la materia leñosa.



Tras el proceso de separación se obtendrán, por un lado, hojas de cítricos y, por otro, astillas y láminas de virutas. A partir de aquí consideramos que el proceso se divide en dos: el tratamiento de la hoja y el tratamiento de la astilla. Primero se verá la astilla. Esta será conducida al sistema de secado que se describe a continuación.

## **Sistema de secado**

Se trata de uno de los procesos más importantes para poder valorizar los restos de poda de cítricos. El proceso de secado tiene como finalidad la reducción del contenido de humedad del material para posibilitar un correcto procesado posterior, evitando a su vez una rápida degradación posterior de la materia.

El secado de subproductos para su utilización posterior (combustible, materia prima de proceso, alimentos, etc.), aunque también es una técnica altamente desarrollada, origina un elevado consumo de energía, por ello se opta por iniciar la pérdida de humedad mediante un método de poco gasto (en campo, solar o biosecado) en el que a los cuatro o seis días la humedad se ha reducido al 20-25 % (figura 3.1.5).

El sistema más habitual y utilizado de secado de subproductos es un proceso simultáneo de transferencia de masa y energía en el que se produce, básicamente:

- Transferencia de calor, desde el agente desecante al producto.
- Transferencia de masa, encargada de llevar la humedad desde el interior del producto hasta la superficie y de la superficie al aire de los alrededores.

Pero, además, en estos dos procesos simultáneos existe otra complicación: las condiciones físicas del producto se modifican en el transcurso de la extracción de humedad. Así, cuando la humedad se encuentra en la superficie solo se necesita para el secado la evaporación superficial.

Sin embargo, cuando la humedad se halla en el interior el secado está influido por el movimiento de la humedad en la materia, que es consecuencia de fenómenos como la capilaridad, la difusión del vapor y el flujo de moléculas. En este caso, se instalará un secadero estático con secado de baja temperatura mediante aire caliente producido por un generador de calor alimentado por biomasa. La biomasa utilizada para la generación de calor en el sistema de secado provendrá del propio proceso de valorización de residuos de restos de poda. Una vez seca la astilla, esta pasará al sistema de triturado-pelletizado.

## **Sistema de triturado-pelletizado**

El sistema de triturado-pelletizado será el encargado de proporcionar un producto final en forma de pella. El pelletizado le confiere al producto final las siguientes características:

- Incremento en la densidad, reduciendo los costes logísticos de transporte.
- Facilidad de transporte mediante sinfines, lo cual facilita su uso posterior.
- Facilidad de uso y combustión: la mayor parte de los quemadores de biomasa no están preparados para utilizar astillas como combustible.

Los principales factores que determinan la calidad de la pella son:

- Calidad del triturado.
- Tamaño de las partículas de la materia.
- Humedad de salida de la materia.

El sistema de triturado-pelletizado estará compuesto principalmente por los siguientes equipos:

- Molino triturador-refinador.
- El molino triturador-refinador será el encargado de reducir el tamaño de las partículas a un tamaño adecuado para su adecuado pelletizado posterior.
- Pelletizadora.

La máquina pelletizadora dará como resultado el producto final, que será introducido en sacos listos para su expedición y transporte. En este momento se tendrían dos productos diferentes: pellas de biomasa y pellas de pienso para animales. La biomasa se ha obtenido a partir de la astilla y el pienso a partir de la hoja (a la que se le ha extraído previamente su aceite esencial).

## **LA BIOMASA-BIOCOMBUSTIBLE**

Biomasa es aquella materia orgánica de origen vegetal o animal, incluyendo los residuos y desechos orgánicos, proveniente de la síntesis del carbono y otros compuestos, que es susceptible de ser aprovechada energéticamente.

Existen diversos residuos que se engloban dentro de la biomasa y que son susceptibles de aprovechamiento energético, en cualquiera de sus formas. Esta biomasa residual puede estar constituida por:

- Residuos agrícolas, procedentes de las labores del campo o industrias agrícolas.
- Residuos forestales, como leñas, ramas y restos de tratamientos silvícolas que en muchas ocasiones se abandonan en los montes, pudiendo llegar a constituir una fuente potencial de aparición de plagas o propagación de incendios.
- Residuos ganaderos, como los purines de cerdo, que por su contenido en nitrógeno suelen ser contaminantes y cuya incidencia en el ambiente es muy negativa.

La calidad de los distintos tipos de biomasa como combustibles depende fundamentalmente del grado de humedad que estos presenten, hasta el punto de que frente a la humedad de los residuos biomásicos la composición química de estos llega a ser despreciable en cuanto a su capacidad de producción de energía. Para la mayoría de los procesos de conversión se requiere que la biomasa presente un contenido en humedad inferior al 30 %.

También se están promocionando en Europa algunos cultivos energéticos, cuya finalidad es la producción de biomasa transformable en biocombustible que constituye una alternativa al abandono de tierras agrícolas. En la tabla 3.1.1 se observan algunas de las propiedades de esta biomasa, comparándola con otros combustibles tradicionales.

TABLA 3.1.1. Propiedades biocombustibles

Producto	Humedad (%)	Contenido de ceniza (%)	PCI (MJ/kg)
Hueso de aceituna	7-12	3	18-19
Mazorcas de maíz	15	1-2	19,3
Paja y cáscaras de arroz	15	15-20	13,4
Cáscara de frutos secos	8-15	-	16-19
Poda olivo	20-60	1,5	17,2
Poda viñedo	50-55	2,4	17,3
Caña común	15	5	17,5
Sauce	53	2	18,5
Álamo	49	1,5	18,7
Paulownia	29,8	2	19,5
Leña	<20	0,2-3,3	14,4-16,2
Briquetas	<20	1	17-19
Carbón vegetal	-	3,4	31
Poda cítricos	14,4	4	15,6

### La biomasa como recurso energético

La reducción de la dependencia energética de las fuentes tradicionales pasa por potenciar la generación de energía procedente de la biomasa, cuyo uso energético ha de convertirse en una alternativa a los combustibles fósiles tradicionales por ser la energía renovable más estable y tradicionalmente más usada y de mayor potencial.

## Obtención de la biomasa

Este trabajo se centra en los residuos procedentes de actividades agrícolas, en concreto en el sector de la actividad cítrica, muy presente en la Comunitat Valenciana y en toda la cuenca mediterránea.

A continuación, la tabla 3.1.2 presenta los estándares de calidad para este tipo de residuos.

TABLA 3.1.2. Características de los pellets (Norma DIN 7135)

	<b>Pella baja calidad</b>	<b>Pella estándar</b>	<b>Pella alta calidad</b>
PCI (kcal/kg)	>3000	>4000	>4300
Humedad (%)	<12	<12	<10
Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	>1000	1000-1400	>1120
Cenizas (%)	<6	<1,5	<0,5

Estos residuos son generados por la poda necesaria para mantener en buen estado los cultivos. La poda es una actividad que se realiza anualmente y consiste en eliminar o acortar parte de las ramas del árbol con la finalidad de propiciar su crecimiento. De esta forma se consigue aumentar la cosecha.

La actividad de poda en árboles frutales cítricos se realiza dependiendo de la variedad entre los meses de febrero a mayo. Con esta actividad el agricultor consigue varias ventajas:

- Aumentar la capacidad nutricional de la planta mediante la renovación de ramas viejas por ramas jóvenes.
- Crear una estructura sólida en el árbol, para evitar que las ramas principales se desgajen.
- Facilitar la recolección de los frutos.
- Regular la producción y mejorar la calidad de la fruta.
- Favorecer la iluminación en el interior del árbol, con lo cual se aumenta la producción de carbohidratos y se forma un mayor número de órganos florales con hojas que dan lugar a frutos de mayor tamaño.
- Mejorar la eficiencia de los tratamientos fitosanitarios, principalmente cuando se aplican con turbo atomizador.

Según el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), en la Comunitat Valenciana se estima que anualmente se genera una cantidad de alrededor de 3,5-4 toneladas de residuo de poda por hectárea.

## ACEITES ESENCIALES

Para la obtención de los aceites esenciales se partirá de la hoja de naranjo. Dichas hojas de cítricos serán introducidas en un destilador. Aquí se producirá una destilación por arrastre de vapor y se obtendrá un vapor que contendrá el aceite esencial de las hojas de cítricos.

Tras el destilador, el vapor obtenido será llevado a la fase líquida mediante el condensador, tras el cual, mediante un decantador, se obtendrán por un lado los aceites esenciales de la hoja de cítrico y por otro el hidrolato de alto contenido en agua.

### Sistema de destilación

El sistema de destilación será el encargado de realizar destilaciones por arrastre de vapor y su posterior condensado con el fin de obtener aceites esenciales.

Tal y como se muestra en la figura 3.1.6, en el sistema de destilación, la materia prima vegetal es cargada en el destilador, de manera que forme un lecho fijo compacto (2). El vapor de agua generado en la caldera de vapor será inyectado mediante un distribuidor interno (1), próximo a su base y con presión suficiente para vencer la resistencia hidráulica del lecho.

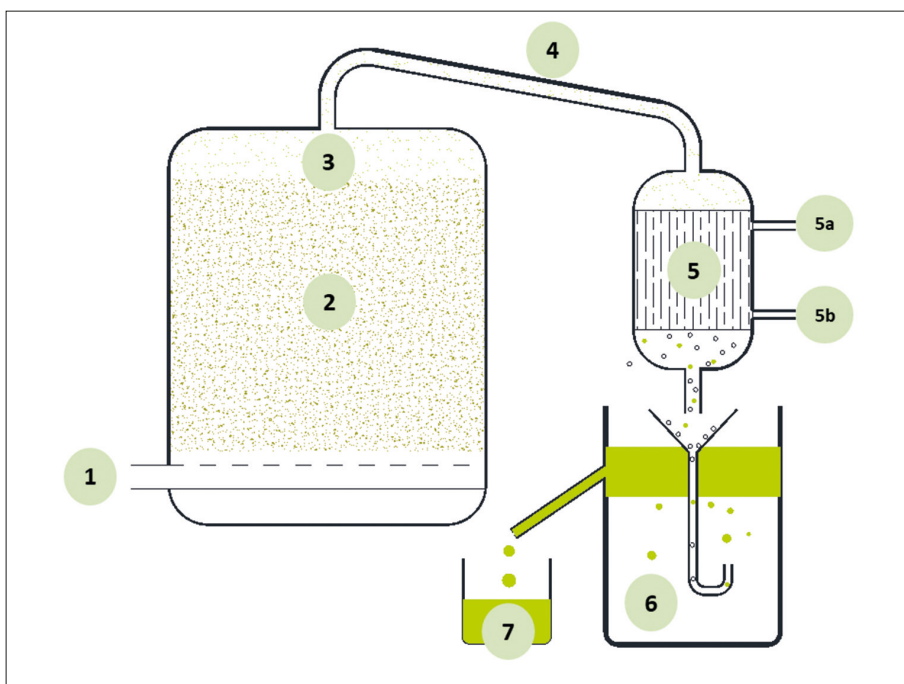


FIGURA 3.1.6. Diagrama de la destilación al vapor.

Conforme el vapor entra en contacto con el lecho, la materia prima se calienta y va liberando el aceite esencial contenido, y este, a su vez, debido a su alta volatilidad se va evaporando. Al ser soluble en el vapor circundante, es «arrastrado» corriente arriba hasta el tope del hidrodestilador (3). La mezcla de vapor saturado y aceite esencial (4) fluye hacia un condensador (5), mediante un «cuello de cisne» o prolongación curvada del conducto de salida del hidrodestilador. En el condensador, entra agua fría (5a) y sale agua caliente (5b); la mezcla es condensada y enfriada hasta la temperatura ambiental. A la salida del condensador se obtiene una emulsión líquida inestable, la cual es separada en un decantador dinámico (6).

El aceite esencial se va acumulando sobre el agua, debido a su casi inmiscibilidad y a la diferencia de densidad y viscosidad con el agua. El decantador posee un ramal lateral por el cual va saliendo el aceite. El vapor condensado acompañante del aceite esencial es llamado «agua floral o agua aromática», el cual es un subproducto resultante que posee una pequeña concentración de los compuestos químicos solubles del aceite esencial, lo que le otorga un ligero aroma, semejante al aceite obtenido.

## **PIENSO PARA ANIMALES**

Mediante el proceso productivo se pretende obtener como producto final pienso alimentario animal; de esta forma se aprovecharía todo el residuo obtenido de la poda, y en el caso de la hoja se aprovecharía doblemente, pues la extracción del aceite no solo no afecta a las propiedades del pienso, sino que lo hace más asimilable desde el punto de vista nutricional.

La obtención de alimento animal se realizará tras el secado de las hojas de cítricos, las cuales pueden provenir de diferentes partes del proceso:

- Hoja deshidratada tras el proceso de separación
- Hoja deshidratada tras el proceso de destilación

Tanto las hojas destiladas como las que no lo sean por algún motivo son llevadas al área de secado, donde se reducirá su contenido en agua mediante corrientes de aire caliente generado con biomasa.

Una vez secado el material será transportado al sistema de refinado y pelletizado, lo que genera un producto final en forma de pella.

## **DESCRIPCIÓN DE LOS PROCESOS**

Dado que el proceso global comprende diferentes líneas o subprocesos según el compuesto que se produzca, cada una de ellas podría tratarse individualmente como un proceso completo. Se considera que la división y el detalle por línea de producción ofrecen una visión completa del proceso global. Seguidamente, se ofrece un

esquema general que servirá de base para la descripción y facilitará su comprensión (figura 3.1.7).

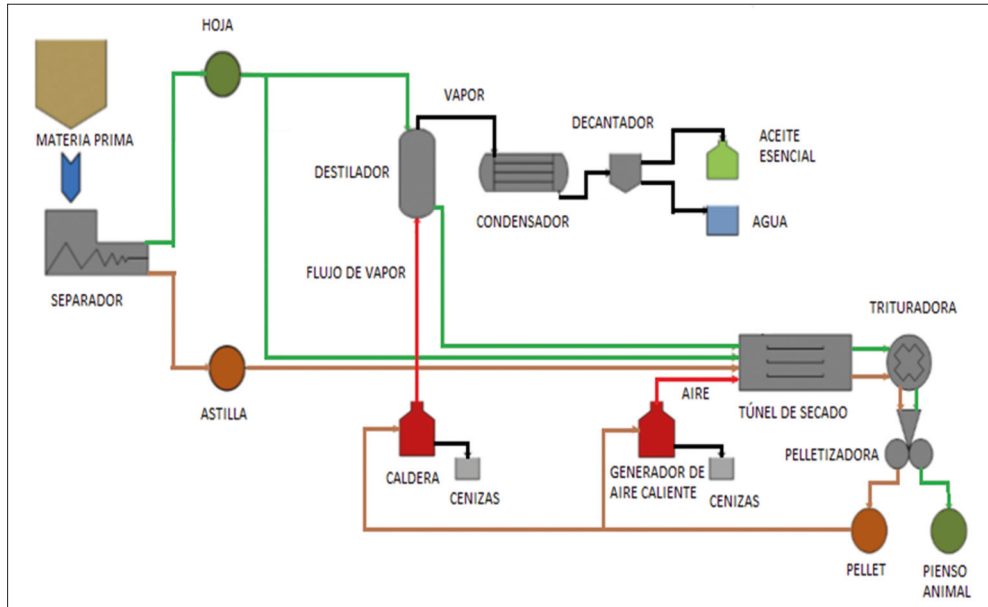


FIGURA 3.1.7. Esquema del proceso.

## DISEÑO DEL SISTEMA DE SECADO

### Cantidad de residuo por procesar

Según los datos proporcionados por la empresa HELIOTEC, se considera que la cantidad anual de residuos está entre 3,5 y 4 toneladas de residuo por hectárea. Para poder procesar esta cantidad se ha realizado el diseño del túnel de secado, teniendo en cuenta una serie de ensayos realizados para la determinación de la humedad del residuo.

En caso de que la humedad sea la correcta (habiendo pasado previamente por el secado solar o biosecado hasta alcanzar una humedad en torno al 25 %), para acabar de secar el residuo hasta el 10 % necesario existen diferentes alternativas, como el secado al aire libre, el biosecado, el secado mediante aire seco o el secado térmico. Una vez en la planta, interesa que este proceso sea lo más rápido posible para poder procesar más cantidad. Por tanto, se han descartado el secado en campo y el biosecado. La opción del secado mediante aire seco incrementaría en gran medida los costes y a este nivel no sería viable, por tanto se descarta. Así pues, se elige la opción del secado térmico mediante un generador de aire caliente.

Este aire se calentará mediante un generador de calor hasta la temperatura de operación, que se ha establecido en 85 °C (Álvarez y Fernández-Golfín 1992). Según datos recogidos de diversos ensayos, a esta temperatura no se altera la estructura bioquímica de los nutrientes, ni se pierde material combustible.

### Requerimientos térmicos de la cámara de secado

El siguiente paso es determinar, con el aporte de energía del aire, cuánto tiempo tardará en secarse el residuo. Para ello, se han realizado diferentes ensayos a 85 °C en estufa, para determinar la evolución con el secado térmico. En las figuras 3.1.8 y 3.1.9 se observan los resultados de dos muestras.

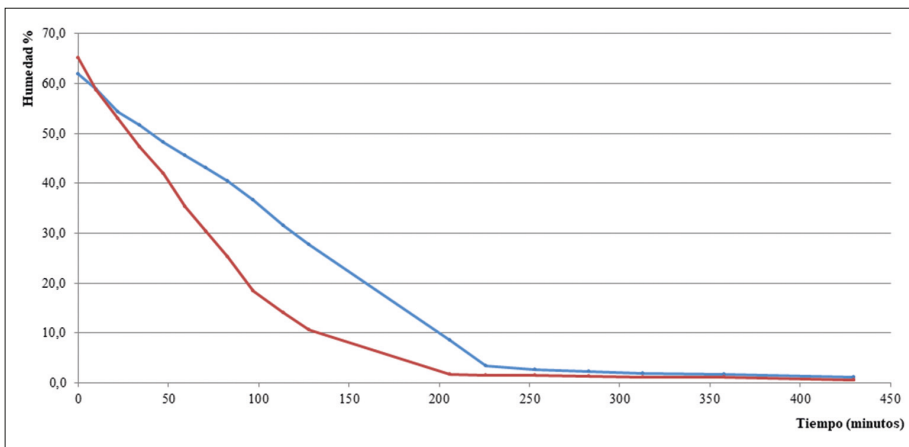


FIGURA 3.1.8. Evolución de la humedad en hoja.

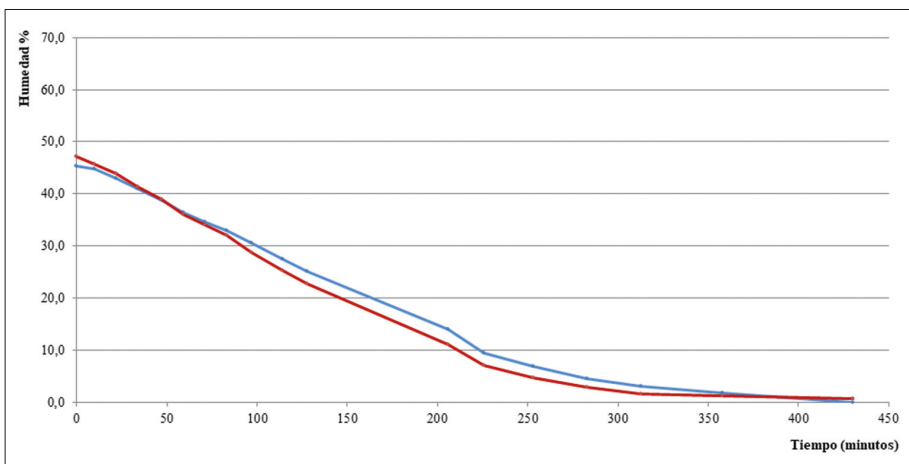


FIGURA 3.1.9. Evolución de la humedad en astilla.



En la figura se puede apreciar que para reducir el porcentaje de humedad de un 25 hasta un 10 %, tiene un tiempo de operación de unos 90 minutos. Así pues, mediante el túnel experimental de la figura 3.1.10 (0,55 x 9 m) se secarían unos 160 kg/h de residuo.

En este caso, se instalará un secadero estático con secado de baja temperatura mediante aire caliente producido por un generador de calor alimentado por biomasa. La biomasa utilizada para la generación de calor en el sistema de secado provendrá del mismo proceso de valorización de residuos de restos de poda.

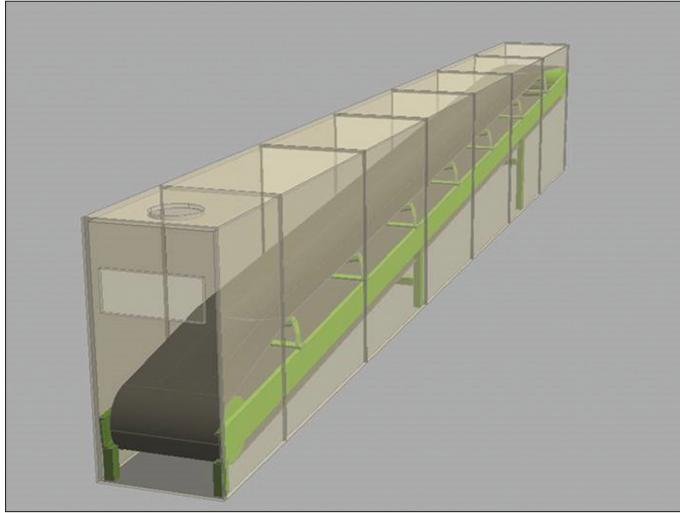


FIGURA 3.1.10. Representación esquemática del túnel de secado.

### **Cálculo de las necesidades de combustible del generador**

A continuación se calculará la cantidad de combustible necesario para alimentar el generador de aire caliente de biomasa. La alimentación del generador se realizará mediante la biomasa seca al 10 %  $h_{bh}$  obtenida anteriormente en la cámara de secado, excepto la primera carga, para la cual se utilizarán pellas adquiridas en un establecimiento especializado.

A lo largo del anexo destinado a determinar las propiedades de los residuos de poda, se determinó el poder calorífico inferior del residuo seco en el laboratorio, y a partir de este valor, mediante la fórmula de Dulong-Petit, se calculó el poder calorífico de estos residuos al 10 % de  $h_{bh}$ , que resultó ser de 3300 kcal/kg.

De acuerdo con los datos de caudales y condiciones psicométricas del aire a la entrada y salida del generador de aire caliente, se calcula la cantidad de residuo seco al 10 % de  $h_{bh}$  necesaria para aportar la energía necesaria en el generador.

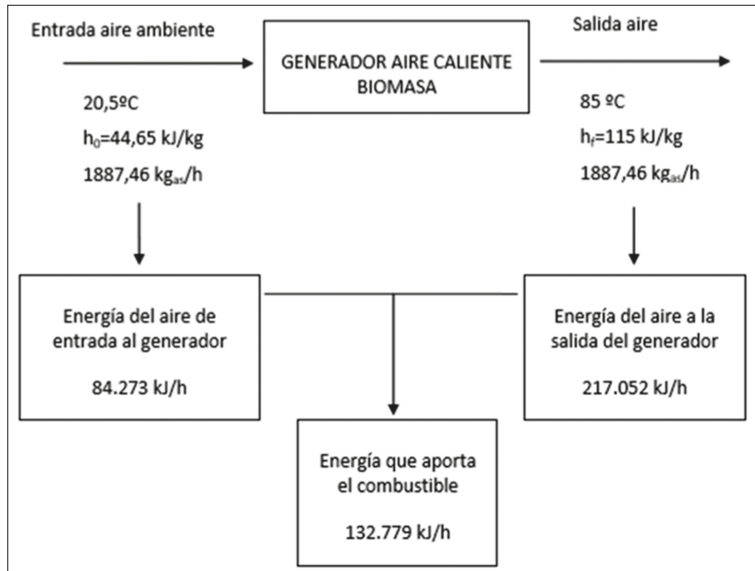


FIGURA 3.1.11. Balance de energías.

Por lo tanto, a partir de la energía que aporta el combustible y de su poder calorífico se obtiene la cantidad de residuos necesario por hora para cumplir con los requerimientos del sistema, siendo necesarios 9,5 kg/h. Teniendo en cuenta un rendimiento del 80 % el generador requerirá una cantidad de 12 kg/h de residuo al 10 %.

## CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS DE PODA

Como se ha comentado anteriormente, la materia prima utilizada para este proceso serán restos cítricos obtenidos durante la campaña de poda de los naranjos.

Para hacer un uso energético responsable y sostenible de la biomasa residual, es preciso conocer sus propiedades, analizando las más importantes, y sus contenidos energéticos, que determinarán su consideración como combustible.

Por ello, procede realizar un estudio de las características de los residuos para poder establecer los parámetros iniciales del proceso. Para ello se analizó en el laboratorio de residuos sólidos de la Universitat Jaume I una muestra de residuos de poda de cítricos recogidos aleatoriamente de diversos huertos del municipio de Castellón de la Plana, evaluándose las siguientes características:

- Determinación química: cuantifica los contenidos máxicos de sus componentes, la humedad, los compuestos volátiles, el carbono fijo y las cenizas.
- Caracterización energética: poder calorífico superior e inferior.
- Propiedades físicas: densidad.

## Características de la astilla

De acuerdo con los criterios de la tabla 3.1.3, la pella obtenida de esta materia prima sería de baja calidad, pero no por ello dejaría de tener salida en el mercado.

TABLA 3.1.3. Características de la astilla (datos propios)

Parámetro	Valor
Contenido en humedad	40-50 %
Contenido en materias volátiles	75-80 %
Contenido en cenizas	3,2-3,4 %
Poder calorífico	3.200-3.500 kcal/kg
Densidad húmeda	280 kg/m <sup>3</sup>

## Características de la hoja

Seguidamente se adjunta la tabla 3.1.4, realizada por la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) con los estándares de proteína, grasa, fibra, humedad y ceniza que deben contener los alimentos para diferentes poblaciones animales. En este caso se adjuntará la correspondiente a bovinos, que son a los que se destinará el pienso obtenido del proceso.

TABLA 3.1.4. Características de la hoja (datos propios)

Parámetro	Valor
Contenido en humedad	55-65 %
Contenido en materias volátiles (sms)	70-75 %
Contenido en cenizas (sms)	8,36 %
Proteínas (sms)	11-14 %
Fibra	14,5-17,1 %

TABLA 3.1.5. Análisis proximal de los alimentos balanceados para animales

Animal	Proteína	Grasa	Fibra	Humedad	Ceniza
Crecimiento	16	2	8,5	12	7
Engordar	14	1,5-2	10-14	12	8-12
Reproductor	16	2	12	12	7-11

Para ello se deben realizar una serie de ensayos para determinar las propiedades de las hojas de los cítricos y evaluar su posterior introducción en el mercado y la competitividad de este producto en cuanto a aspectos nutricionales. Para ello

será importante la determinación del contenido de nitrógeno, carbono, hidrógeno y proteínas. Este ensayo se realizará en las dependencias de los Servicios Centrales de la Universitat Jaume I mediante el método Lego<sup>®</sup>. A continuación se presentan en la tabla 3.1.6 los resultados obtenidos en función del tipo de cítrico.

TABLA 3.1.6. Propiedades de la hoja de cítrico (datos propios)

Clase	Proteínas (%)	Nitrógeno (%)	Carbono (%)	Hidrógeno (%)
Navelina 1	10,46	1,67	43,66	6,03
Navelina 2	10,49	1,67	43,61	6,06
Navelate 1	11,48	1,83	43,65	6,03
Navelate 2	11,76	1,88	43,5	6,10
Limonero 1	11,15	1,78	43,82	6,05
Limonero 2	11,17	1,78	43,41	6,11
Sanguina 1	10,09	1,61	42,39	5,90
Sanguina 2	10,02	1,60	42,29	5,86
Clemenules 1	9,21	1,47	43,75	6,00
Clemenules 2	9,19	1,47	43,82	6,00
Ortanique 1	10,98	1,75	42,93	5,91
Ortanique 2	11,11	1,77	42,53	5,94
Pomelo 1	13,20	2,11	42,19	6,06
Pomelo 2	13,11	2,09	42,18	6,04

De estos parámetros se han analizado otros piensos utilizados para la alimentación de ganado, y el valor de las proteínas, que es el que más interesa, se encuentra entre el 15 y el 17 %; las muestras analizadas se encuentran en un 12 %, así que utilizando otros productos como harinas de pescado o de carne se puede conseguir un buen alimento.

También se han realizado análisis para obtener la cantidad de fibra, que es otro parámetro importante. Este ensayo se ha realizado mediante el método de gravimetría por un laboratorio autorizado por ENAC bajo la Norma UNE-EN ISO-EC 17025 (tabla 3.1.7).

TABLA 3.1.7. Análisis nutricional de piensos animales (datos HELIOTEC)

Clase	Fibra (%)	Cenizas (%)	Grasa (%)
Clemenvilla	17,1	11,9	2,8
Clemenules	16,7	11,1	2,39
Marisol	16,8	13,9	2,91
Navelate	15	14,1	2,19
Oronules	15,5	12,5	2,6
Limonero	12,5	13,3	3,95

A la vista de estos resultados se han obtenido datos sobre otros piensos utilizados para la alimentación de ganado. El valor de las proteínas se encuentra entre el 14 y el 16 % y las muestras analizadas sobre un 12 %, así que utilizando otros productos como harinas de pescado o de carne se puede conseguir un buen alimento.

Otro valor importante para la nutrición animal es la fibra, que dependiendo de las muestras llega en algunos casos al valor del 14 %, pero al mezclar las cantidades correctas con otros componentes utilizados para la elaboración de los piensos son valores totalmente válidos.

### *Balance del proceso*

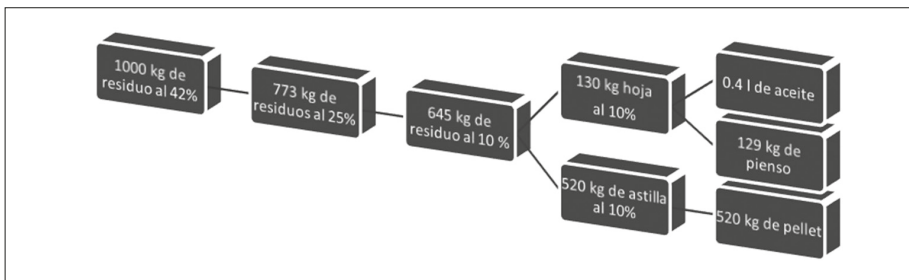


FIGURA 3.1.12. Balance de masas del proceso respecto al contenido en agua.

## **ESTUDIO DE VIABILIDAD ECONÓMICA**

En este apartado se pretende hacer un estudio económico a nivel industrial. Para ello lo primero sería tener una mayor cantidad de residuo. Con este fin se utilizarán todos los terrenos agregados a la cooperativa, teniendo en cuenta que la superficie perteneciente a esta cooperativa tiene una extensión de 461 hectáreas, a las cuales se asigna como promedio tres toneladas de producción por hectárea, y que algunos campos no estén en su máximo nivel de producción. Por tanto, la planta tendría una producción anual de 1.383 toneladas.

Así pues, para el análisis económico se han utilizado los datos del estudio anterior con algunas modificaciones. La inversión inicial sería la reflejada en la tabla siguiente.

Para calcular estos precios, en el caso del sistema de secado, por ejemplo, al generador anterior GA 50, se le ha añadido el GA 160, con una capacidad de generación mucho mayor, y se suma el panel de poliisocianurato correspondiente a ambos túneles. Estos son los cálculos en el túnel de secado, que es donde se produce el cuello de botella. Con ambos sistemas en paralelo se ha obtenido una capacidad de producción de 5,09 toneladas de residuo cada día. Estos valores, para procesar todos los residuos producidos, permiten decir que la planta tendrá material para trabajar el año entero.

	<b>Inversión inicial (<math>i_0</math>)</b>
Sistema de separación	
Sistema de destilación	
Sistema de secado	
Sistema de triturado	
Sistema de pelletizado	
Carretilla elevadora	
Cintas transportadoras	
Instalación eléctrica	
Instalación antiincendios	
	115.380,36 €

En el caso del sistema de destilación, como en la planta piloto se utilizaba muy poco, se ha comprado una máquina igual que la anterior; ello bastará para cubrir la demanda. Para el resto de sistemas se han utilizado ratios teniendo en cuenta el nivel de producción y el precio de las máquinas anteriores, así como el nivel de producción que ahora se desea obtener, teniendo en cuenta economías de escala.

Considerando el aumento del nivel de producción, los costes operativos también van a subir de forma considerable. A continuación, se especifican los costes derivados de la actividad.

Los costes indirectos son aquellos asociados con la explotación de la planta; estos se presentan de este modo:

	<b>Gastos indirectos</b>
Alquiler	
Gastos generales	
Operario	
Electricidad	
Administración	
	111.359,20 €

Para estos costes se ha considerado una nave mayor de 800 m<sup>2</sup>, a 2,4 €/m<sup>2</sup>, que se alquila durante todo el año. Los gastos generales serán los surgidos ante cualquier contratamiento, considerando en un 7,5 % los gastos indirectos totales. Respecto al gasto en operarios, se han sumado dos operarios a razón de 1.500 €/mes en cada caso. Uno se dedica más a la carga y descarga de los *bigbags*, tanto de entrada para ser procesados como de materia lista para ser vendida, y el otro se encarga de la supervisión del proceso de comprobación del grado de secado del material.

El gasto en electricidad es bastante elevado, pues los sistemas de triturado y pelletizado se encuentran en funcionamiento todo el día, teniendo en cuenta 311 días de trabajo y 0,18 €/kWh, y unas máquinas más grandes para poder dar salida a todo el material seco.

Finalmente, el gasto en administración requiere una persona a jornada completa durante todo el año, gestionando las entradas y salidas, anotando campos de procedencia, pagos, facturas...

Los costes directos serán necesarios para la explotación de la planta, y en caso de que la planta no funcione estos no se producirán.

	Gastos directos explotación		
	Uds.	Precio	Coste
Triturador			
Camión			
			86.437 €

Estos costes se han calculado en función del nivel de producción de la planta. Sabiendo que el nivel de producción es de 1.383 toneladas por temporada, que el triturador de campo tiene una capacidad de 4 bigbags/hora y que en cada *bigbag* caben, aproximadamente, 260 kg.

$$\text{Horas trabajo de trituradora} = \frac{1.383.000 \text{ kg}}{4 \frac{\text{bigbags}}{\text{hora}} \cdot 260 \frac{\text{kg}}{\text{bigbag}}} = 1.330 \text{ horas}$$

Suponiendo un precio de 40 € por hora de trabajo de la trituradora, e incluyendo gastos y operario:

$$\text{Coste trituradora} = 1.330 \text{ h} \cdot 40 \frac{\text{€}}{\text{h}} = 53.192 \text{ €}$$

Por su parte, el coste del camión se ha calculado teniendo en cuenta que la capacidad de este es de 8 *bigbags*. Por tanto:

$$\text{Portes del camión} = \frac{1.383.000 \text{ kg}}{8 \frac{\text{bigbags}}{\text{porte}} \cdot 260 \frac{\text{kg}}{\text{bigbag}}} = 665 \text{ portes}$$

Suponiendo un precio de 50 € por cada porte del camión, incluyendo gastos y operario:

$$\text{Coste camión} = 665 \text{ portes} \cdot 50 \frac{\text{€}}{\text{porte}} = 33.245 \text{ €}$$

Por tanto, los costes totales derivados de la actividad de la planta serían:

<b>Costes</b>	
Directos	86.437,50 €
Indirectos	111.359,20 €
	197.796,70 €

En la siguiente tabla se puede observar la cantidad de ingresos debidos a la actividad de una campaña:

<b>Ingresos</b>			
	<b>Cantidad (kg)</b>	<b>Precio</b>	<b>Beneficio</b>
Biomasa	829.840	0,18 €	149.371,20 €
Pienso	229.808,5	0,25 €	57.452,13 €
Aceite	691,5	25,00 €	17.287,50 €
Total			224.110,83 €

A continuación, se han calculado los indicadores que nos dirán la rentabilidad de la inversión:

Beneficio bruto: 26.314,13 €

Beneficio neto: 18.419,89 €

Se considerará un periodo de amortización para la maquinaria de diez años.

Amortización: 11.538,04 €

Con estos datos, y teniendo en cuenta un IPC del 2,4 % anual, podemos calcular el beneficio anual durante los diez primeros años de actividad:

	<b>(1+IPC)<sup>n</sup></b>	<b>Beneficio neto</b>
Año 0	1,00	18.419,89 €
Año 1	1,02	18.861,96 €
Año 2	1,05	19.314,65 €
Año 3	1,07	19.778,20 €
Año 4	1,10	20.252,88 €
Año 5	1,13	20.738,95 €
Año 6	1,15	21.236,68 €
Año 7	1,18	21.746,36 €
Año 8	1,21	22.268,28 €
Año 9	1,24	22.802,72 €
Año 10	1,27	23.349,98 €

Con los valores obtenidos en la tabla anterior, se calcula un beneficio neto promedio y se calcula el periodo de retorno de la inversión:



$$\text{Periodo de retorno simple} = \frac{115.380,36\text{€}}{20.797,32} = 5,54 \text{ años}$$

A continuación se calcula el VAN (valor actual neto) teniendo en cuenta un  $I_r$  (interés real):

	FC	$(1+I_r)^n$
0	29.957,92 €	1,00
1	30.676,91 €	1,01
2	31.413,16 €	1,03
3	32.167,08 €	1,04
4	32.939,09 €	1,06
5	33.729,62 €	1,07
6	34.539,13 €	1,09
7	35.368,07 €	1,11
8	36.216,91 €	1,12
9	37.086,11 €	1,14
10	37.976,18 €	1,15

$$VAN = -I_0 + \sum_{n=0}^N \frac{FC_n}{(1+i_r)^n} = 230.027,76\text{€}$$

El siguiente paso será el cálculo del TIR (tasa interna de rentabilidad), que será el valor que haga 0 el VAN:

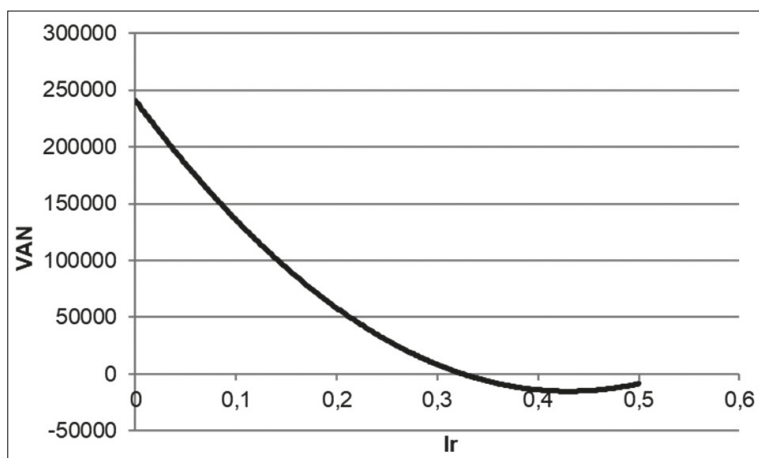


FIGURA 3.1.13. Tasa interna de rentabilidad.  
\*TIR = 36,5 %

Por tanto, viendo los indicadores se puede observar que la inversión a nivel industrial sí que puede tener una buena rentabilidad; el gran problema es la inversión inicial, que es muy elevada. Este suele ser un problema extendido en este sector, ya que el coste de las instalaciones suele frenar a los inversores. El otro problema sería la dificultad de poner todo este producto en el mercado.

## BIBLIOGRAFÍA

- Adani F., D. Baido, E. Calcaterra y P. Genevini. 2002. «The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste». *Bioresource Technology* 83: 173-179.
- Álvarez, H. y J. I. Fernández-Golfín. 1992. *Fundamentos teóricos del secado de la madera*. Madrid: INIA.
- Bailey J. E. y D. F. Ollis. 1986. *Biochemical Engineering Fundamentals*. 2.<sup>a</sup> ed. New York: McGraw-Hill, 984 pp.
- Centro de servicios y promoción forestal de Castilla y León. «Guía de la maquinaria para el aprovechamiento y la elaboración de biomasa forestal».
- Colomer F. J., L. Herrera, A. Gallardo, M. D. Bovea y F. Robles. 2011. *El biosecado como proceso biológico para minimizar la humedad de residuos de jardinería*. 15th International Congress on Project Engineering. Huesca.
- Colomer F. J., L. Herrera, A. Gallardo, M. D. Bovea y F. Robles. 2012a. «Biodrying as a biological process to diminish moisture in gardening and harvest wastes». *Environment, Development and Sustainability* 14(6): 1013-1026.
- Colomer Mendoza F. J., L. Herrera Prats, F. Robles Martínez, A. Gallardo Izquierdo y M. Carlos Alberola. 2012b. «Secado de residuos de jardinería en reactores mediante procesos biológicos». *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28, Supl. (1): 59-65.
- DIN 51731. 2012. «Norma DIN 51731 para pellets y briquetas (Alemania)».
- FAO. 2010. *Dendroenergía para Europa: situación y perspectivas*. Comisión Forestal Europea, Food and Agriculture Organization Lisboa. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-k7431s.pdf>.
- Fondo Español de Garantía Agrícola, FEGA. *Manual para el cumplimiento de la condicionalidad. Cítricos*.
- Madigan M. T. y J. M. Martinko. 2006. *Brock Biology of Microorganisms*. 12.<sup>a</sup> ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1152 pp.
- Prescott L. M., J. P. Harley y D. A. Klein. 1993. *Microbiology*. W.C. 5.<sup>a</sup> ed. Dubuque, Iowa: Communications Inc., 1088 pp.
- Rada E. C., M. Ragazzi, V. Panaitescu y T. Apóstol. 2005. *MSW Bio-Drying and Bio-Stabilization: An Experimental Comparison*. Proceedings of the International Conference: Towards Integrated Urban Solid Waste Management System. Buenos Aires, 6-10 November: 1-10.

- Robles F., I. Ramírez, A. B. Piña y F. J. Colomer. 2010. «Efecto de la adición de agentes estructurales a residuos hortícolas en tratamientos aeróbicos». *Ingeniería Agrícola y Biosistemas* 2(1): 45-51.
- Robles-Martínez F., E. Silva-Rodríguez, T. Espinosa-Solares, A. B. Piña-Guzmán, C. Calixto-Mosqueda, F. J. Colomer-Mendoza y E. Durán-Páramo. 2012. «Biodrying under greenhouse conditions as pretreatment for horticultural waste». *Journal of Environmental Protection* 3(4): 298-303.
- Roy G., S. Jasmin y P. R. Stuart. 2006. «Technical modeling of bath biodrying reactor for pulp and paper mill sludge». *Memorias. 17th CHISA International Congress of Chemical and Process Engineering. Praga, 27 al 31 de agosto de 2006.*
- Sugni M., E. Calcaterra y F. Adani. 2005. «Biostabilization-biodrying of municipal solid waste by inverting air-flow». *Bioresource Technology* 96: 1331-1337.
- UNE-EN 14961:2011. «Biocombustibles sólidos». *Especificaciones y clases de combustibles*. Madrid: AENOR.
- Yáñez R., J. L. Alonso y M. J. Díaz. 2009. «Influence of bulking agent on sewage composting process». *Bioresour. Technol.* 100: 5827-5833.

## 3.2. Aprovechamiento de residuos sólidos por medio de compostaje

Tania Picado Pérez, taniapicado@gmail.com  
Roel Campos Rodríguez, rocampos@tec.ac.cr  
Gerlin Salazar Vargas, gerlin.salazar@ucr.ac.cr  
Miguel Cuartas Hernández, miguel.cuartas@unican.es  
*Instituto Tecnológico de Costa Rica (Costa Rica)*

### INTRODUCCIÓN

En Costa Rica los residuos biodegradables pueden oscilar entre el 40 y el 50 %, dependiendo de si la zona es rural o urbana, así como del estrato socioeconómico (Campos y Soto 2014). La recolección y el tratamiento en rellenos sanitarios son muy costosos y exigen importantes infraestructuras para minimizar las consecuencias ambientales negativas derivadas de su recolección, transporte, acumulación y enterramiento (Fernández y Sánchez 2007). Tratar estos residuos por separado, clasificándolos antes de su recolección, podría significar una disminución importante en la disposición final, cercana al 45 % (Campos y Soto 2014).

Desde el punto de vista del desarrollo y la sostenibilidad, el manejo integral de los residuos sólidos debería combinar flujos, métodos de recolección y procesamiento que conlleven mitigar el impacto ambiental negativo producido por los residuos sólidos y que permitan una optimización económica y aceptación sociocultural en un sistema de manejo práctico para cualquier región (Campos 2014).

El problema de tratar estos residuos con los demás, sin ningún tipo de separación en la fuente, es que la fracción biodegradable es el flujo más inestable de los residuos de competencia municipal, debido a su elevado contenido en agua (alrededor del 80 % en peso) y en materia orgánica, como hidratos de carbono, proteínas y grasas (MAGRAMA 2013).

Esto genera ambientes idóneos para el desarrollo de insectos vectores de enfermedades, malos olores, gases de efecto invernadero y lixiviados que contaminan las corrientes de aguas y mantos acuíferos.

En Costa Rica, mediante la Ley para la Gestión Integral de Residuos N.º 8839, la cual entró en vigencia en 2010, se sentó un precedente para un manejo diferenciado de los residuos; se plantea un tratamiento con un orden jerárquico que abarca la reducción en su origen, reutilización, valorización y tratamiento de residuos antes de la disposición final.

Una gestión adecuada de los residuos sólidos biodegradables contribuye a la gestión sostenible de los recursos, a la protección del suelo y ayuda a combatir el

cambio climático (MAGRAMA 2013). El manejo de los residuos sólidos biodegradables, tratados mediante el compostaje, plantea una alternativa viable para el manejo de esta fracción orgánica.

## **Aprovechamiento de residuos biodegradables**

El mundo está experimentando actualmente un serio problema de desnutrición y al mismo tiempo grandes cantidades de comida son descartadas en todas sus fases de producción de alimentos y de consumo (ISWA 2013). Se cree que en 2010 cerca del 13 % de la población mundial sufrió desnutrición; en contraposición, aproximadamente un millón trescientos dos mil millones de toneladas de alimentos se pierden o son botadas anualmente, lo cual es equivalente a un tercio de la cantidad de alimento producido para consumo humano a nivel mundial (ISWA 2013).

Regionalmente, se estima que América Latina desperdicia cerca del 15 % de sus alimentos disponibles (FAO 2014). Por tanto, el tema del desperdicio de alimentos tiene una profunda dimensión moral, lo que genera costes en las dimensiones social, económica y ambiental.

Estudios generales en Costa Rica reportan que el 55 % de los residuos es biodegradable (restos de comida) (Jica 2014). Estudios más puntuales indican que la generación de residuos sólidos biodegradables se encuentra entre el 44 y el 52 %, dependiendo del estrato social o zona del país (Campos y Soto 2014), por lo que encontrar opciones sostenibles para un manejo integral es de suma importancia para minimizar el impacto ambiental negativo que la ausencia de su tratamiento supone, así como por el potencial de su uso como sustrato, enmienda o fertilizante en actividades agrícolas tras su composteo.

Las experiencias encontradas sobre el manejo de residuos biodegradables a escala doméstica (Ali 2004; Arrigoni 2011; Huerta y López 2010; IGES 2010; Lundie y Peters 2005; Pacheco 2009; Papadopoulos et al. 2009; Silbert et al. 2012; Zurbrügg et al. 2004) indican un incremento de la preocupación y participación de los ciudadanos en los temas ambientales, así como una mayor conciencia sobre los residuos que generan y su manejo.

Para Campos y Camacho (2014) trabajar con residuos sólidos coadyuva a la conducta pro ambiental de las personas a través del desarrollo de habilidades, destrezas, conocimientos y tecnologías, lo que provoca un proceso de sensibilización y empoderamiento que derivará en un apropiación y aplicabilidad de los conceptos teóricos que se brindan en la educación ambiental sobre el tratamiento de residuos sólidos.

## **Compostaje como alternativa de aprovechamiento**

En un estudio comparativo realizado por Lundie y Peters (2005), se abordó el compostaje domiciliario frente a técnicas como el compostaje industrial y la dispo-

sición en sitios de vertido, concluyendo que el compostaje domiciliario tiene ciertas ventajas ambientales, relacionadas con el consumo de energía y agua, así como con la reducción de la toxicidad potencial, de la eutrofización y de la emisión de gases de efecto invernadero.

También existen estudios que indican el nivel de respuesta positivo de vecinos en la puesta en práctica del compostaje doméstico como un quehacer cotidiano. Así mismo la calidad agronómica del compost obtenido es aceptable (Papadopoulos et al. 2009).

Existen experiencias de compostaje domiciliario en países como España, Holanda, Canadá, Suecia, Austria, Bélgica, Indonesia, Estados Unidos e Inglaterra (Silbert et al. 2012). En la Unión Europea, los países que aplican técnicas de compostaje con mejores resultados son Bélgica, Dinamarca, Alemania, España, Francia, Italia y Holanda; en ellos el porcentaje de residuos urbanos tratados por esta técnica oscila entre el 13 y el 28 %, mientras que el promedio para Europa es del 13 %, para China del 20 %, para la India del 5 % y para Estados Unidos alcanza el 8,4 % (Moreno y Moral 2008). Estas cifras reflejan el resultado de políticas ambientales que priorizan la asignación de recursos financieros a la gestión de los residuos sólidos, permitiendo así desarrollar tecnologías y servicios ambientales (Medina Ross et al. 2001, citado por Arrigoni 2011).

En la ciudad de Surabaya, Indonesia, se ha logrado reducir más del 23 % de residuos por medio de un programa comunitario de compostaje descentralizado con el método Takakura. Consecuentemente, esta experiencia ha sido adoptada en muchas ciudades de Indonesia, Tailandia, Filipinas, Malasia y Nepal (IGES 2010).

## **Proceso de compostaje**

El compostaje descentralizado se ha convertido en una opción potencial como estrategia para optimizar la gestión de los residuos domiciliarios a nivel mundial, ya que ha mostrado eficacia y un impacto positivo en la gestión de la fracción orgánica de estos residuos (Arrigoni 2011).

El compostaje se define como la transformación biológica de los residuos en condiciones controladas; es gestionar los residuos orgánicos de una manera respetuosa con el entorno, involucrando y responsabilizando a la sociedad que los produce y dando al compost el destino adecuado (Soliva et al. 2008 y Woodard et al. 2004).

El proceso de compostaje pasa a través de cuatro fases, marcadas por los cambios de temperatura. En la fase mesófila (20-35 °C), la actividad bacteriana actúa sobre los compuestos de la materia orgánica (MO) más fácilmente. En la fase termófila (35-65 °C), el compost alcanza una temperatura que se mantiene por encima de los 60 °C y actúan los microorganismos que digieren moléculas más complejas. Esta fase es importante para la higienización del compost, debido a altas temperaturas que eliminan la mayor parte de patógenos; sin embargo, a temperaturas muy elevadas (65-70 °C) muchas poblaciones de microorganismos benéficos mueren o permanecen en forma de esporas (Bueno 2010). En la tercera fase, la de enfriamiento, las

moléculas de materia orgánica más fácilmente biodegradables y las fuentes de energía han sido degradadas, lo cual lleva a una disminución de la actividad microbiana y de la temperatura. Es la fase final de la maduración, donde se produce la humificación del compost, esta fase se produce a temperatura ambiente (Moreno y Moral 2008). Durante el proceso de compostaje, se presentan variables que es importante considerar, como la temperatura, el pH, la humedad y la relación carbono-nitrógeno.

Respecto a los microorganismos en el compostaje, la elevada presencia de estos es vital e indispensable para los procesos de degradación, descomposición o fermentación de los materiales orgánicos, hasta transformarlos en humus o material asimilable por las plantas (Bueno 2010; Zurbrügg et al. 2004).

En principio, cualquier tipo de residuo orgánico generado en las cocinas de los hogares se puede compostar, hasta residuos de carnes y huesos (IGES 2010), no obstante, algunos autores indican tener precaución o evitar residuos cocinados, grasas, carnes, huesos, lácteos y cítricos (Bueno 2010; COGERSA 2009).

### Unidades experimentales

Se trabajó con diez unidades experimentales que consistían en cajas plásticas de 0,035 m<sup>3</sup> de capacidad (figura 3.2.1), divididas en dos tratamientos y cinco repeticiones. Los sustratos utilizados para el composteo fueron inoculados con microorganismos de montaña (MM) e inoculación de sustrato tipo Takakura (TK), de 5 kilogramos en cada caso.



FIGURA 3.2.1. Unidad experimental con inóculo de Takakura (izquierda), diseño experimental. 2 tratamientos y 5 repeticiones por tratamiento (derecha).

Cada aporte fue de 1,5 kg diario con residuos sólidos cocinados y crudos y además triturados.

En total se realizaron diez aportes de residuos en tres semanas (fase de aporte). En cada adición se midió la temperatura y se realizó volteo para asegurar un compostaje uniforme y un ambiente aerobio. Tras esta fase continuó el proceso de

maduración del compost (fase de compostaje), en la cual se midió diariamente la temperatura, el volumen y el pH.

## Temperatura

Después del primer aporte se inició el aumento de temperatura en ambos tratamientos. Se alcanzaron temperaturas termófilas superiores a los 50 °C, necesario para la eliminación de patógenos, y se mantuvieron en un rango óptimo por debajo de los 70 °C.

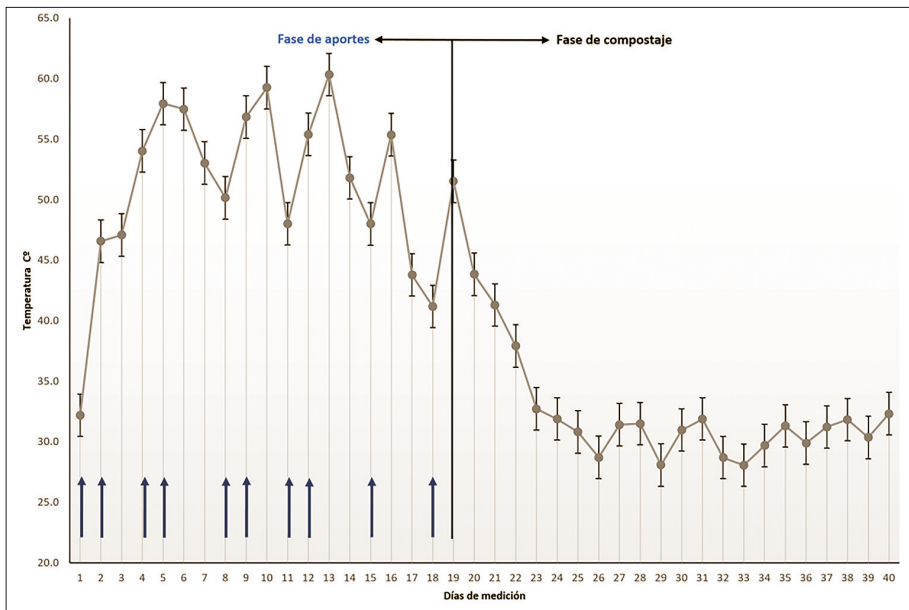


FIGURA 3.2.2. Medición de temperatura del tratamiento de sustrato microbial de microorganismos de montaña durante las fases de aportes y compostaje.

La temperatura máxima promedio alcanzada por el tratamiento Taka (58,1 °C) fue menor a la de MM (61,3 °C). Se obtuvo un valor de ( $p = 0,0042$ ), presentando diferencias estadísticamente significativas. No obstante, el tratamiento Taka presentó un menor descenso de la temperatura los días que no se realizaron aportes (figura 3.2.3). La liberación de calor en el proceso de compostaje se debe a la actividad microbiana, por lo que una disminución refleja un descenso en esta actividad.

La temperatura empezó a disminuir, en ambos tratamientos, dos días después del último aporte, dando comienzo a la fase de compostaje, o etapa de enfriamiento y maduración. En esta fase se registraron temperaturas inferiores a la temperatura inicial y se mantuvieron por un determinado tiempo, lo que indicó el cese de la actividad microbiana.



A pesar de que el tratamiento MM registró la temperatura más alta de los dos, el descenso de temperatura fue mayor en Taka, presentando diferencias estadísticamente significativas entre las medias con un valor de  $p = 0,0001$ ; siendo el tratamiento Taka ( $42,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) la mayor temperatura promedio durante el proceso de compostaje en comparación con el tratamiento MM ( $41,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ).

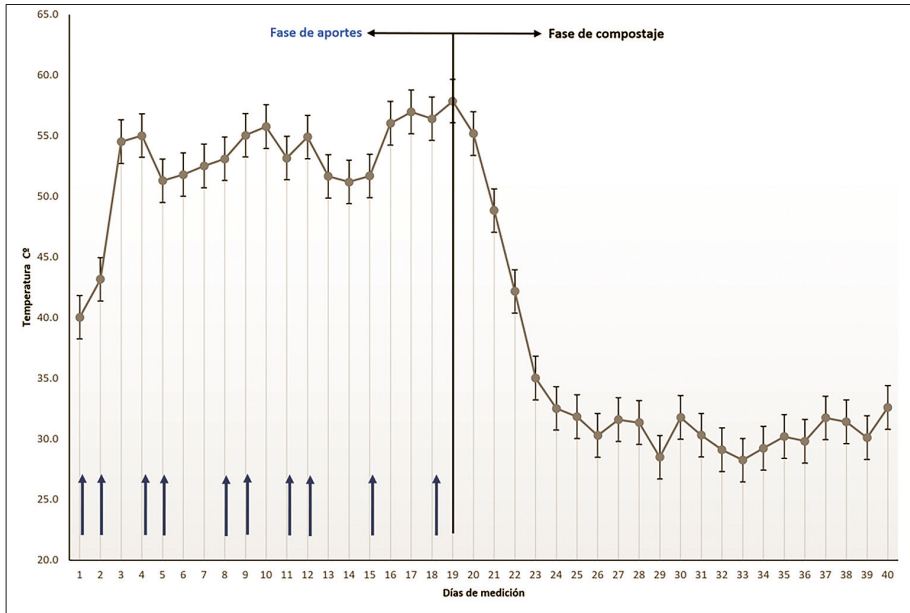


FIGURA 3.2.3. Medición de temperatura del tratamiento de sustrato microbial de Takakura durante las fases de aportes y compostaje.

### Volumen fase de compostaje

La capacidad total de la caja no fue cubierta por ninguno de los dos tratamientos. El tratamiento que cubrió mayor volumen fue el tratamiento Taka. El MM durante la fase de compostaje redujo un 32,1 % el volumen, mientras que el Taka redujo el 33,4 %. El valor de  $p$  fue de 0,6648.

### pH

El pH durante la fase de compostaje presentó una leve disminución tanto en el tratamiento MM como en el Taka (figura 3.2.4). Se obtuvo un valor de  $p = 0,0001$ . El tratamiento MM fue el más alcalino (8,8), debido a los materiales de elaboración de este sustrato en específico, que contiene carbón vegetal, lo que aumentó el grado de alcalinidad. El tratamiento Taka presentó un valor cercano a la neutralidad (7,1). De

acuerdo con Moreno y Moral (2008) valores de pH cercanos o superiores a 9 favorecen la conversión del nitrógeno en amonio, afectando negativamente al crecimiento y actividad de los microorganismos.

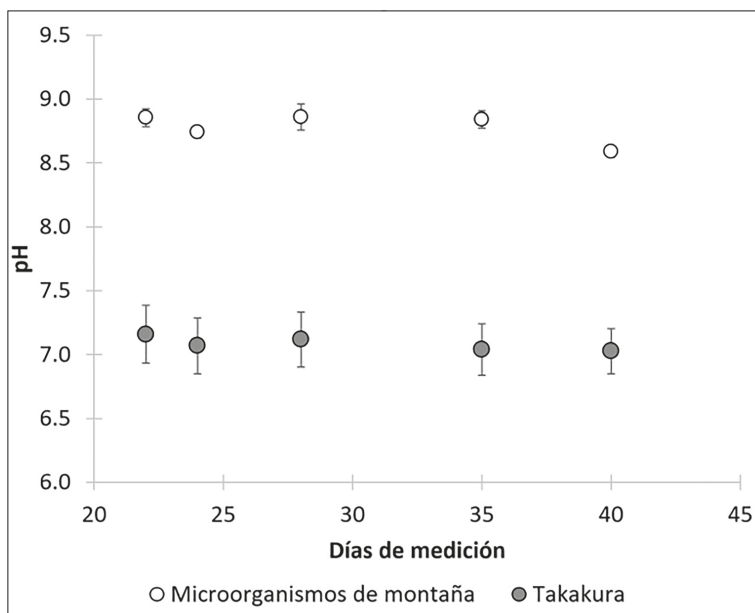


FIGURA 3.2.4. Medición de pH del tratamiento en la fase de compostaje.

### Variables cualitativas

El cuadro 3.2.1 resume las principales variables evaluadas durante todo el proceso.

CUADRO 3.2.1. Observaciones de variables cualitativas durante el proceso de compostaje

Variable	Tratamiento	
	Microorganismos de montaña	Takakura
Olor	Generación de olor desagradable al final de la primera semana. Disminuyó en la cuarta semana, y al final del proceso no presentó olor desagradable.	Olor agradable durante todo el proceso.
Generación de lixiviados	Producción de lixiviados a partir de la segunda semana; disminuyó al final de la cuarta semana.	No generó lixiviados.

CUADRO 3.2.1. (cont.)

Variable	Tratamiento	
	Microorganismos de montaña	Takakura
Presencia de insectos	Presencia de larvas al final de la primera semana, lo que continuó aumentando y disminuyó en la cuarta semana. Presencia de hormigas a la mitad de la segunda semana y aumentó al finalizar la semana cuatro, disminuyó en la última semana.	Presencia de pocas larvas en la segunda semana, al finalizar la cuarta semana no presentó larvas. Presencia de hormigas en la segunda semana; disminuyó en la quinta semana.
Humedad	Exceso de humedad al finalizar la primera semana y hasta la cuarta semana, cuando empezó a disminuir.	Humedad adecuada hasta la cuarta semana, después presentó poca humedad.
Degradación de residuos	Residuos no identificables al final del proceso.	Algunos residuos identificables al final del proceso.

Existen procesos básicos que conllevan la producción de olores: la producción de ácidos grasos volátiles durante la descomposición de azúcares simples y la producción de amoníaco y sulfitos durante la descomposición de proteínas en condiciones anaeróbicas (Miller 1993, citado por Soto 2003). El comienzo del mal olor en el MM coincidió con la generación de lixiviados lo cual pudo haber generado condiciones anaerobias.

Al mismo tiempo que se generó el olor y lixiviados se dio una presencia importante de larvas soldado *Hermetia illucens* (diptera: *Stratiomyidae*). El tratamiento Taka también presentó estas larvas pero en menor cantidad y no en todas las unidades, a diferencia del MM, en el que se observó en todas las repeticiones. La presencia de insectos indica la contaminación previa del material que va a ser compost debido a que cada unidad experimental estaba tapada para impedir la entrada de estos agentes. A pesar de ello las condiciones del proceso de compostaje y la presencia de microorganismos aportados por los sustratos microbiales respectivos debieron de generar condiciones que controlaran la presencia de insectos.

No obstante, la presencia de algunos insectos no implica un problema en sí para el proceso de compostaje. En el caso de *Hermetia illucens*, el adulto no requiere alimento, por lo que no ingresa a las viviendas y tampoco hay evidencia de que transmitan enfermedades.

Con respecto a la humedad, se presentó un exceso en el tratamiento MM, en contraste, el tratamiento Taka, a mitad de la fase de compostaje, presentó poca humedad, la cual se observó por la deshidratación y poca degradación de residuos con mayor tamaño. La pérdida de humedad de este tratamiento se debe a que este mantuvo altas temperaturas durante las dos fases de compostaje.

## Eficiencia

La eficiencia del compost se consideró como el porcentaje total de reducción de peso del material compostado. Para determinar esta eficiencia se pesó el compost

final de cada unidad experimental y el peso total que fue agregado durante todo el proceso a cada unidad experimental. Este último incluyó el peso del sustrato microbial (5 kg/unidad experimental) que se colocó antes de iniciar el primer aporte, y la sumatoria del peso de todos los aportes (1,5 kg/aporte) realizados. Eficiencia = (peso total del material \*100)/ peso compost final.

El tratamiento MM obtuvo el 86,1 % de eficiencia, y este mismo alcanzó la mayor temperatura, lo cual está relacionado con una mayor degradación de residuos. El tratamiento Taka tuvo una eficiencia del 84,8 %. A pesar de que los rendimientos fueron similares, el valor de  $p = 0,0243$  demuestra que estadísticamente se presentaron diferencias significativas.

## Rendimiento

Para determinar este parámetro se pesó el material de rechazo, partículas que no pasaron la criba de 10 mm, y el material final cribado. Rendimiento = (material final cribado\*100)/ material de rechazo.

El tratamiento con mayor rendimiento fue el MM, que produjo un 61,6 % de su peso final de material menor a 10 mm. El tratamiento Taka generó un 44 % de rendimiento (figura 3.2.5). Se obtuvo un valor de  $p$  de 0,0024, siendo el MM el que generó un mejor rendimiento.

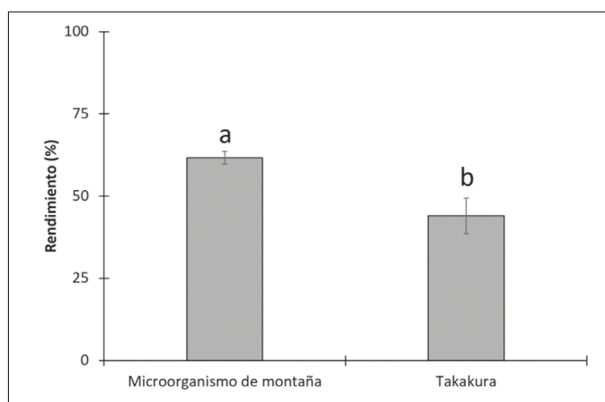


FIGURA 3.2.5. Rendimiento del compost final, material tamaño >10 mm.

## CALIDAD DEL COMPOST GENERADO

### Calidad nutricional

El contenido de macronutrientes en el compost final se encuentra dentro de los rangos óptimos. Se obtuvieron diferencias significativas en los resultados de N, P, C, Ca, Mg en los tratamientos Taka y MM. El tratamiento Taka presentó los valores más

altos de N, P, Mg y K (cuadro 3.2.2). De acuerdo con una investigación realizada con la misma metodología de elaboración de sustratos (Borrero 2014), los valores nutricionales del compost final presentan similitud, coincidiendo en los datos más altos para el tratamiento Taka en N (2,41), P (1,88), Mg (0,88) y K (2,87).

CUADRO 3.2.2. Resultado de valores de macronutrientes en cada tratamiento

Tratamiento	%					
	N	P	K	C	Ca	Mg
	(Nitrógeno)	(Fósforo)	(Potasio)	(Carbono)	(Calcio)	(Magnesio)
Microorganismos de montaña	2,64 a	0,88 a	1,72 a	50,50 a	0,78 a	0,45 b
Takakura	3,22 b	1,50 b	1,74 a	40,60 b	0,24 b	0,66 a
Valor óptimo*	0,4-3,5	0,3-3,5	0,5-1,8	8-50	1,5-7,0	1-2,5
Valor de p	0,0248	0,0023	0,5708	0,0024	0,0021	0,0021

\* Los valores con letra común no son significativamente diferentes. Nivel de significación 0,05. Fuente: Altamirano y Cabrera (2006).

La excesiva humedad y la composición de los residuos que iban a ser compost (alto en nitrógeno) produjeron mal olor en el tratamiento MM mientras se daba una pérdida de nitrógeno. Como menciona Papadopoulos (2009), cuanto más nitrógeno de lo necesario esté disponible (baja relación C/N) mayores cantidades se producen y liberan de amoníaco y formas volátiles de nitrógeno.

El K no presentó diferencias estadísticamente significativas entre las medias y se mantuvo en ambos tratamientos dentro del rango óptimo, aunque cerca del límite superior. Una elevada concentración de K puede aumentar el contenido de sales que en elevadas concentraciones pueden ser tóxicas para las plantas e inhibir el crecimiento. El valor de C fue mayor en el tratamiento MM, debido a las componentes de la materia prima de este sustrato, que incluye carbón vegetal y serrín, altos en carbono.

El cuadro 3.2.3 muestra los parámetros de humedad, pH y relación C/N para el compost final, los resultados se encuentran dentro del rango óptimo y las medias presentan diferencias estadísticamente significativas.

El pH en el tratamiento MM es más alcalino que en el tratamiento Taka; no obstante, ambos se encuentran dentro del rango óptimo.

Ambos tratamientos obtuvieron valores en el rango óptimo de relación C/N. El tratamiento MM obtuvo una relación alta (19,34), lo que está relacionado con los materiales altos en carbono (carbón vegetal y aserrín) que se utilizaron para elaborar este sustrato. En cambio, la relación C/N es más baja en el tratamiento Taka, lo que puede deberse al alto contenido de semolina, que aporta mayor nitrógeno. Una adecuada relación C/N es fundamental para suplir un buen sustrato para el desarrollo de microorganismos, lo que al final acelera el proceso de descomposición y mejora la calidad del producto final (Soto 2003).

CUADRO 3.2.3. Resultado de análisis estadístico físico-químico de los tratamientos con microorganismos de montaña y Takakura

Tratamiento	Humedad %	pH	Relación C/N	Conductividad eléctrica mS/cm
Microorganismos de montaña	15,60 a	7,18 a	19,34 a	11,64 a
Takakura	12,60 b	6,46 b	12,72 b	13,98 a
Rango óptimo	10-20 < 40 <sup>(c)</sup>	6,0-8,5 <sup>(d)</sup>	<20 <sup>(c)</sup>	<10 <sup>(e)</sup>
Valor de p	0,0052	0,0001	0,0002	0,0785

Los valores con letra común no son significativamente diferentes. Nivel de significación 0,05. Fuente: <sup>(c)</sup> Soto y Muñoz (2002); <sup>(d)</sup> Moreno y Moral (2008); <sup>(e)</sup> Arrigoni (2011).

Con el resultado del parámetro de conductividad eléctrica (CE) se evidencia un alto contenido de sales en el compost final. Ambos tratamientos registraron CE mayores al rango óptimo, y las medias de los tratamientos no presentaron diferencias estadísticamente significativas. El compost de residuos provenientes de las sobras de alimentos puede alcanzar niveles de salinidad considerables debido a la presencia de sales en los materiales originales y a su concentración relativa durante la mineralización parcial de estos.

## ESTABILIDAD Y MADUREZ DEL COMPOST FINAL

### Estabilidad

El nivel de la actividad de la masa microbiana, medida por el test respirométrico, indicó para el tratamiento Taka (1,14 mg CO<sub>2</sub>/g sv t) un compost muy estable, bien terminado y sin potencial para fitotoxicidad. El tratamiento MM obtuvo una tasa de respiración de 5,22 mg CO<sub>2</sub>/g sv t, que indica un compost estable, terminado, producción de olor poco probable, un limitado potencial de fitotoxicidad y un impacto negativo mínimo sobre la dinámica del C y N del suelo. Esta alta tasa de respiración y humedad en el tratamiento MM indica mayor inestabilidad, lo cual hace referencia a que el proceso de compostaje aún no estaba finalizado por completo.

La media de la tasa de respiración de los tratamientos, estadísticamente, presentó diferencias significativas, con un valor de p = 0,0001, siendo más estable el compost obtenido con el tratamiento Taka (figura 3.2.6).

El desprendimiento de CO<sub>2</sub> medido a través de la determinación de la respiración microbiana puede considerarse uno de los parámetros más sensibles a los cambios que ocurren en la transformación de la materia orgánica (Acosta et al. 2006). Un compost terminado supone una total mineralización de la materia orgánica, lo cual se verá reflejado en una poca actividad microbiana por la disminución de nutrientes para la microbiota.

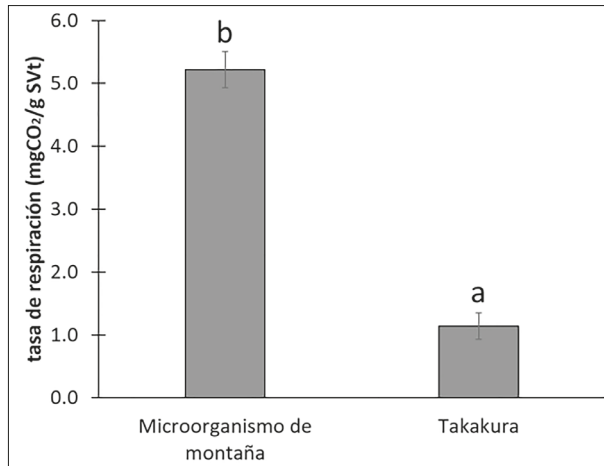


FIGURA 3.2.6. Tasa de respiración del compost final.

Los valores con letra común no son significativamente diferentes. Nivel de significación 0,05.

## Madurez

La madurez del compost se midió mediante la prueba de germinación y la longitud de radícula, permitiendo con estos datos obtener el índice de geminación (IG), para poder inferir la fitotoxicidad del compost.

La figura 3.2.7 muestra que en la proporción de 100 % de abono - 0 % suelo el compost es muy tóxico en los dos tratamientos, con un 0 % de germinación. El compost es moderadamente tóxico en la proporción 75 % abono - 25 % suelo en los dos tratamientos. En la proporción 50 % abono - 25 % suelo el tratamiento MM es tóxico, con 69,40 % de germinación; mientras que el tratamiento Taka no es tóxico, con un porcentaje de germinación de 86,20 %. Con un 25 % abono - 75 % de suelo ambos tratamientos se clasifican como no tóxicos, con porcentaje de germinación mayor a 85 %.

A pesar de las variaciones entre las proporciones de abono-suelo, estadísticamente no hay diferencias significativas 25-50-75 % ( $p = 0,7244$ ). Sin embargo, sí hubo diferencias significativas con estas proporciones (25-50-75 % de abono) y la de 100 % de abono, en la cual el porcentaje de germinación fue de un 0 %.

Con respecto al índice de germinación, utilizado para evaluar la madurez del compost, se obtuvo que solamente el tratamiento MM, a una proporción de 25 % abono - 75 % de suelo, no presentó sustancias fitotóxicas para las plantas. El Taka, a una proporción de 25 % abono - 75 % suelo, y MM, en un 50 % abono - 50 % suelo, presentaron una moderada presencia de sustancias fitotóxicas. Una fuerte presencia de estas sustancias se obtuvo en Taka 50 % abono-50 % suelo, y en ambos tratamientos en las proporciones de 75 % abono - 25 % suelo y 100 % abono - 0 % suelo.

Estos resultados se relacionan con el alto contenido de sales en el compost final de ambos tratamientos, que generan sustancias fitotóxicas. La conductividad eléctrica, relacionada con el contenido de sales, sobrepasó el rango óptimo en ambos tratamientos. Entre ambos tratamientos el índice de germinación no presentó diferencias estadísticamente significativas.

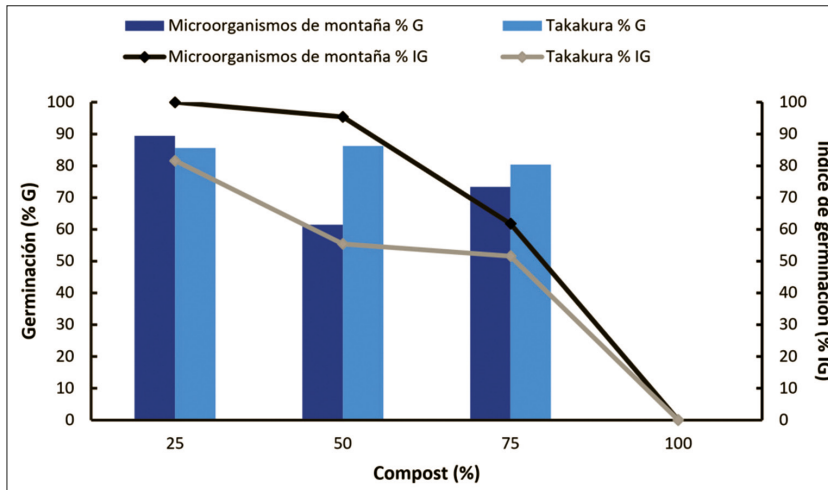


FIGURA 3.2.7. Porcentaje de germinación (barras) e índice de germinación (líneas), con diferentes dosis de compost final.

Los resultados de esta prueba demuestran los efectos fitotóxicos que determinada concentración de abono puede causar en el crecimiento de las plantas. Estos efectos, como menciona Varnero et al. (2007), se deben a diversos factores, entre los cuales destacan los contenidos de amonio, de ácidos volátiles orgánicos, de metales pesados y de sales. Esto coincide con el alto valor de la CE del compost tanto en el tratamiento MM como en el Taka, relacionado con los residuos de alimentos cocinados.

## CONCLUSIONES GENERALES

El método de compostaje que presentó las características de manejo más sencillas, con respecto al control de lixiviados, presencia de insectos y olores, fue el sustrato microbioal de Takakura. Esto se debe a la diversidad de microorganismos presentes en el sustrato, provenientes de la gran variabilidad de materiales locales que se utilizaron para elaborar las soluciones fermentativas.

Ambos tratamientos lograron reducir más de un 80 % el peso inicial. El método que redujo la mayor cantidad de residuos y que generó menor material de rechazo es el realizado con el sustrato microbioal de microorganismos de montaña. Este



tratamiento, a pesar de que no mantuvo una temperatura constante durante la fase de aporte, presentó la temperatura más alta de los dos tratamientos, lo cual está relacionado con la mayor reducción del material orgánico.

El abono con los valores más altos en nutrientes, como N, P y Mg, fue el abono elaborado a partir del sustrato microbial de Takakura. Con respecto al K, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. El tratamiento MM solo presentó valores mayores en C y Ca, en comparación con el tratamiento Taka. Por tanto, el tratamiento con una mayor calidad nutricional fue el Taka.

La conductividad eléctrica está relacionada con la presencia de sales; los residuos de sobras de comida (alimentos procesados) contienen importantes cantidades de sal. Esto se evidenció en los datos de conductividad eléctrica del compost final de ambos tratamientos, que sobrepasó el valor de rango óptimo.

El abono elaborado con el sustrato microbial de Takakura es más estable que el elaborado con el sustrato microbial de microorganismos de montaña, lo que indica que el tratamiento Takakura presenta una mayor mineralización de la materia orgánica que el tratamiento microorganismos de montaña.

Las proporciones que se pueden utilizar gracias a que no contienen sustancias fitotóxicas son MM al 50 % abono - 50 % suelo, MM al 25 % abono - 75 % suelo y Taka al 25 % abono - 75 % suelo. La alta fitotoxicidad coincide con el alto contenido de sales, siendo la presencia de este causa de la fitotoxicidad.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, J., J. Cayama, E. Gómez, N. Reyes, D. Rojas y H. García. 2006. «Respiración microbiana y prueba de fitotoxicidad en el proceso de compostaje de una mezcla de residuos orgánicos». *Multiciencias* 6(3): 220-227.
- Ali, M. 2004. *Sustainable composting. Case studies and guidelines for developing countries*. Suiza: Water, Engineering and Development Centre. Recuperado el 15 de febrero de 2014 de: [http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/index\\_EN](http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/index_EN).
- Altamarino, M. y C. Cabrera. 2006. «Estudio comparativo para la elaboración de compost por técnica manual». *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG* 9(17): 75-84.
- Arrigoni, J. 2011. *Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos*. Tesis M. Sc. en intervención ambiental. Neuquén: Facultad de ingeniería de la Universidad Nacional del Comahue, 126 pp.
- Borrero, G. 2014. *Estudio comparativo del uso de dos sustratos con inóculos microbianos para el tratamiento de residuos orgánicos sólidos en compostaje doméstico*. Tesis de Maestría en Gestión de Recursos Naturales y Tecnologías de Producción. Costa Rica: Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Bueno, M. 2010. *Cómo hacer un buen compost. Manual para horticultores ecológicos*. 5.<sup>a</sup> ed. Navarra: La Fertilidad de la Tierra Ediciones, 170 pp.

- Campos, R. 2014. *Actualidad y perspectivas futuras de la Gestión de los Residuos Sólidos en el cantón de Guácimo, Limón, Costa Rica*. Tesis de doctorado. San José: UNA, ITCR, UNED.
- Campos, R. y M. Camacho. 2014. «Factores determinantes para una acción ambiental positiva de la Gestión Integral de Residuos (GIR), en el cantón de Guácimo, Costa Rica». *Tecnología en Marcha*, vol. 27, 4: 89-101.
- Campos, R. y S. Soto. 2014. «Estudio de generación y composición de residuos sólidos en el cantón de Guácimo, Costa Rica». *Tecnología en Marcha* 27(3): 122-135.
- COGERSA (Consortio para la Gestión de los Residuos Sólidos de Asturias). 2009. *Guía de compostaje doméstico*. España, 20 pp.
- FAO. 2014. *América Latina y el Caribe podrían erradicar el hambre solo con los alimentos que pierde y desperdicia*. Depósito de documentos de la FAO. Recuperado el 9 de junio de 2016 de: <http://www.fao.org/americas/noticias/ver/es/c/239395/>.
- Fernández, A. y M. Sánchez. 2007. *Guía para la gestión integral de los residuos sólidos Urbanos*. Recuperado de: [http://www.unido.org/fileadmin/import/72852\\_Gua\\_Gestin\\_Integral\\_de\\_RSU.pdf](http://www.unido.org/fileadmin/import/72852_Gua_Gestin_Integral_de_RSU.pdf).
- Huerta, H. y M. López. 2010. *Guía del usuario: el compostaje casero*. Escuela superior de agricultura de Barcelona. SP, Diputación de Barcelona, Área de Medio Ambiente, 27 pp.
- IGES (Instituto de Estrategias Ambientales Globales, JP). 2010. *Compostaje para la reducción de residuos*. Japón, 27 pp.
- Jica. 2014. «Investigadora del ITCR comprueba eficiencia del compostaje Takakura». *Noticias desde la Cooperación Japonesa*. Recuperado el 14 de agosto de 2014 de: [http://www.jica.go.jp/costarica/espanol/office/topics/c8h0vm000028ca97-att/noticias\\_72.pdf](http://www.jica.go.jp/costarica/espanol/office/topics/c8h0vm000028ca97-att/noticias_72.pdf).
- Lundie, S. y G. M. Peters. 2005. «Life cycle assessment of food waste management options». *Journal of Cleaner Production* 13: 275-286. Recuperado el 17 de enero de 2016 de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652604000952>.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013. *Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica*. Recuperado el 23 de marzo de 2016 de: [http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/guia\\_mo\\_def\\_tcm7-285227.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/guia_mo_def_tcm7-285227.pdf).
- Moreno, J. y R. Moral (eds.). 2008. *Compostaje*. Madrid: Mundi Prensa, 570 pp.
- Pacheco, F. 2009. *Evaluación de la eficacia de la aplicación de inóculos microbiales y de eissenia fetida en el proceso de compostaje doméstico de desechos urbanos*. Tesis M. Sc. Navarra: Universidad Pública de Navarra, 89 pp.
- Papadopoulos, A., M. Stylianou, C. Michalopoulos, K. Moustakas, K. Hapeshis, E. Vogiatzidaki y M. Loizidou. 2009. «Performance of a new household composter during in-home testing». *Journal of Waste Management* 29: 204-213. Recuperado el 17 de enero de 2014 de: <http://www.uest.gr/paper1.pdf>.
- Silbert, V., M. Suárez, G. Garrido, A. Benítez y E. Pettigiani. 2012. *Evaluación del compostaje domiciliario como modelo de gestión de los residuos orgánicos. Caso*

- Piloto en comuna de la provincia de Córdoba*. Universidad Tecnológica Nacional de Argentina. Jornadas GIRSU. Recuperado el 10 de septiembre de 2013 de: <http://www.inti.gov.ar/jornadasgirsu2012/pdf/libro.pdf>.
- Soliva M., M. López y O. Huerta. 2008. *Pasado, presente y futuro del compost*. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona. Recuperado el 4 de agosto de 2013 de: [http://www.soilace.com/pdf/pon2008/d26/Cas/05\\_MSoliva.pdf](http://www.soilace.com/pdf/pon2008/d26/Cas/05_MSoliva.pdf).
- Soto, G. 2003. *Abonos orgánicos: El proceso de compostaje*. Taller de abonos orgánicos. Recuperado el 20 de junio de 2015 de: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/Memorias/Memoria%20Taller%20Abonos%20Org%C3%A1nicos.pdf>.
- Soto, M. y C. Muñoz. 2002. «Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost, y su empleo en la agricultura orgánica». *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología* (65): 123-129. Costa Rica.
- Varnero, M., C. Rojas y R. Orellana. 2007. «Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje». *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 7(1): 28-37.
- Woodard, R., M. Bench, M. Harder y N. Santos. 2004. «The optimisation of household waste recycling centers for increased recycling. A case study in Sussex, UK». *Resources, Conservation and Recycling* 43: 75-93. Recuperado el 4 de agosto de 2013 de: <http://www.deedyve.com/lp/elsevier/the-optimisation-of-household-waste-recycling-centres-for-increased-X5b4KsLsB4/8>.
- Zurbrügg, C., S. Drescher, A. Patel y H. Sharatchandra. 2004. «Decentralised composting of urban waste an overview of community and private initiatives in Indian cities». *Waste Management* 24: 655-662. Recuperado el 4 de agosto de 2013 de: [http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/dl/Zurbruegg\\_2004\\_Overview.pdf](http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/dl/Zurbruegg_2004_Overview.pdf).

# Capítulo 4

---

## Valorización de residuos a partir de biometanización

## 4.1. Aprovechamiento energético de pañales desechables usados

Perla X. Sotelo-Navarro, perlaso@correo.azc.uam.mx  
Alethia Vázquez-Morillas, alethia@correo.azc.uam.mx  
Sylvie J. Turpin-Marion, stm@correo.azc.uam.mx  
Yunuen A. Cervantes Espinosa, y.cervantes.espinosa@umontreal.ca  
Rosa M. Espinosa-Valdemar, rmev@correo.azc.uam.mx  
Héctor M. Poggi-Varaldo, r4cepe@yahoo.com.mx  
*Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco UAM-A (México)*

### INTRODUCCIÓN

Los pañales desechables son un insumo básico en la vida de las sociedades modernas, al permitir un manejo higiénico y práctico de los desechos que producen los seres humanos en sus primeros años de vida. La necesidad de absorber la orina y las heces fecales de los bebés ha sido cubierta desde la antigüedad utilizando musgo seco en Rusia (Sverdrup 1978), arena en China (Ulrich 1995; Xie y Young 1999), pieles de animales y fibras en las culturas nativas del continente americano, y textiles que se popularizaron en Europa a raíz de la Revolución Industrial (Richer Investment Diaper Consulting Services 2005).

El primer antecedente del pañal moderno surgió en la década de 1930, cuando la compañía de papel sueca Pauliström Bruck comenzó a vender hojas de tejido de celulosa suave que los padres podían colocar dentro de la ropa infantil (Dyer 2005). En 1961 surgieron los pañales Pampers, totalmente desechables, formados por pulpa de celulosa, plástico y rayón (Richer Investment Diaper Consulting Services 2005). En las décadas posteriores, las compañías lograron reducir sus precios de manera importante, los pañales dejaron de ser un lujo y se volvieron un producto básico, inicialmente en los países del primer mundo y posteriormente en los países en desarrollo.

A principios de la década de 1980, para reducir el tamaño de los pañales se utilizó un polímero superabsorbente que podía absorber entre 30 y 60 veces su peso en líquido, esto permitió reducir un 30 % o más el tamaño de los pañales (Dyer 2005). En años recientes, las mejoras en los pañales continúan, cada vez son más finos gracias al polímero superabsorbente, y más cómodos y anatómicos debido a los cortes con elástico ergonómico, las cintas adhesivas, los detectores de humedad y las capas protectoras de productos dedicados al cuidado de la piel (PROFECO 2011).

Actualmente los pañales están constituidos por polímeros como la celulosa, el polímero superabsorbente, el poliacrilato de sodio (SAP), el polipropileno, el poliéster

y el polietileno. Los principales componentes y su origen se muestran en el cuadro 4.1.1 (Dey, Kenneally, Odio y Hatzopoulos 2016; R. Espinosa-Valdemar et al. 2015; Richer Investment Diaper Consulting Services 2005). La proporción de componentes empleados en los pañales desechables varía según la marca, el modelo, el tamaño y la utilidad.

La asociación internacional EDANA (EDANA 2015) ha reportado que la composición promedio de los pañales a nivel internacional es de un 33 % de SAP, un 24 % de celulosa, un 21 % de tela no tejida de polipropileno, un 13 % de elásticos y adhesivos, y otros materiales. En un análisis similar efectuado en México (Banco Interamericano de Desarrollo 2015) se analizaron doce marcas disponibles en el mercado local, con la composición que se muestra en la figura 4.1.1. Esta composición podría considerarse como más representativa de los países latinoamericanos.

CUADRO 4.1.1. Componentes de los pañales desechables

<p><i>Celulosa</i>: se usa para formar el cuerpo absorbente. Provee las propiedades más importantes en el pañal, tales como capacidad y rapidez de absorción, resistencia mecánica, hidrofilia y estabilidad química. Los líquidos se absorben por la capilaridad que existe entre las fibras, los espacios vacíos y el ángulo de tensión superficial con respecto al agua.</p>
<p><i>Poliacrilato de sodio</i>: conocido como superabsorbente o SAP. Actúa como neutralizador ante el pH de la orina. Se agrega en forma granular, se mezcla con la celulosa y al entrar en contacto con los líquidos forma un gel que los retiene en el núcleo del pañal. Puede retener más de treinta veces su peso, lo que permite que el producto sea más delgado y tenga un mejor rendimiento y un menor uso de celulosa.</p>
<p><i>Papel tisú</i>: funciona como envolvente del cuerpo absorbente y ayuda a que los líquidos no regresen a la superficie, formando una barrera entre el cuerpo absorbente y la cubierta del pañal. También es empleado como difusor de la humedad a lo largo y ancho del pañal, evitando que los líquidos se acumulen en el centro.</p>
<p><i>Fibra de polipropileno</i>: cubierta que sirve como barrera microporosa que impide el paso de los líquidos, pero permite la liberación del vapor de agua. Tiene textura suave, buena resistencia a la tensión y elongación, posee la cualidad de ser hidrofílica y una rápida absorción. También se emplea para construir las barreras antiescurrimiento del pañal.</p>
<p><i>Película de polipropileno</i>: se emplea como zona de adherencia de las cintas de ajuste. Conforman la parte frontal y puede ser estampada para hacer más atractivo al pañal. Presenta un peso base cercano a los 20 g/m<sup>2</sup>.</p>
<p><i>Cloth-like</i>: se utiliza como cubierta inferior de los productos. Está formado por una película de polietileno (HDPE) de peso base cercano a 15 g/m<sup>2</sup> y fibra de polipropileno de peso base cercano a 12 g/m<sup>2</sup>. La laminación del <i>cloth-like</i> se realiza con adhesivos y mediante sello térmico. Es en este material donde se colocan los adhesivos; es ideal debido a su elasticidad, buena permeabilidad y resistencia al desgarramiento.</p>
<p><i>Elásticos, cintas adheribles y adhesivos</i>: los elásticos de Lycra® se utilizan para brindar una forma anatómica al pañal, en las barreras antiescurrimiento y como resorte en la parte trasera del pañal. Las cintas son fabricadas con polipropileno y adhesivos; las más utilizadas son las adheribles, aunque también se emplean cintas tipo velcro o <i>hook and loop</i>, según la calidad del pañal. Como adhesivos se emplean polímeros termoplásticos que son sólidos a temperatura ambiente, conformados por diluyentes, polímeros, resinas, antioxidantes y algunos aditivos. Su aplicación se lleva a cabo a la temperatura de fundición y al enfriarse forma un recubrimiento suave al tacto.</p>

Fuente: Dey et al. 2016; Espinosa-Valdemar et al. 2015; Richer Investment Diaper Consulting Services 2005.

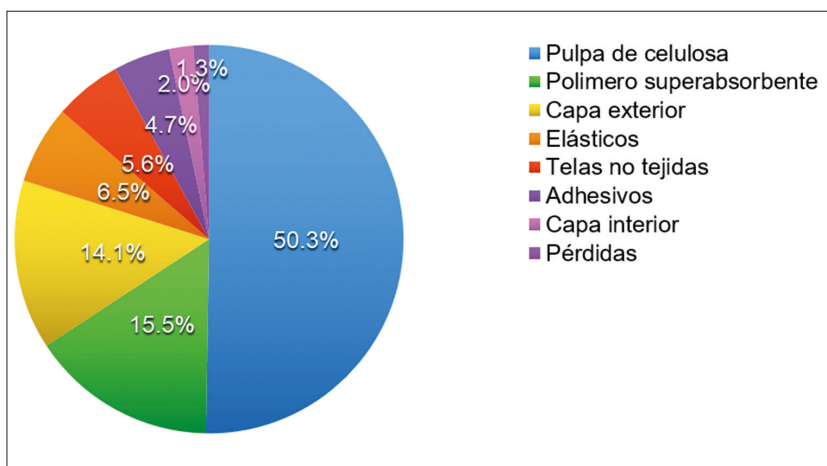


FIGURA 4.1.1. Composición promedio de pañales desechables de bebé de 12 marcas del mercado mexicano.

## IMPACTO AMBIENTAL DE LOS PAÑALES DESECHABLES

Los pañales desechables tienen diferentes impactos en el ambiente, los cuales se pueden evaluar a través de su ciclo de vida. Los impactos causados por su comercialización, transporte y uso se consideran menos relevantes que los generados por su fabricación y manejo de fin de vida.

En el cuadro 4.1.2 se describen brevemente estos impactos. Los impactos ambientales de los pañales varían dependiendo del lugar en el que se generen. En los países desarrollados, donde la eliminación de los residuos está más controlada, cuentan con sistema de gestión de residuos y una infraestructura que permita que esta se lleve a cabo de manera adecuada, con menores impactos. Por el contrario, los países en desarrollo siguen utilizando los métodos tradicionales de mezcla de residuos y su disposición en rellenos sanitarios.

CUADRO 4.1.2. Impacto ambiental en el ciclo de los pañales desechables

Etapa del ciclo de vida	Impacto ambiental
Extracción y producción de materias primas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La obtención de celulosa provoca deforestación y empobrecimiento del suelo (plantaciones de crecimiento rápido). Las especies cultivadas consumen grandes cantidades de agua (EDANA 2008).</li> <li>• La fabricación de poliacrilato de sodio requiere grandes cantidades de agua, petróleo y gas natural (EDANA 2008).</li> <li>• La producción de polipropileno, poliestireno, gomas, adhesivos y otros plásticos contribuye al agotamiento de combustibles fósiles y emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub> (EDANA 2008).</li> </ul>

CUADRO 4.1.2. (cont.)

Etapa del ciclo de vida	Impacto ambiental
Producción de los pañales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Globalmente, en la fabricación de una tonelada de pañales para niños, se consumen 1167,82 kg de materiales manufacturados, 440 litros de agua y 723,9 kWh, generando aproximadamente 100 kg de residuos (Puig y Calaf 2008).</li> </ul>
Comercialización y uso	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se generan gastos energéticos y emisiones de gases causados por los desplazamientos y el mantenimiento de la infraestructura (Ayalon, Goldrath, Rosenthal y Grossman 2009; Meallem, Garb y Cwikel 2010).</li> </ul>
Opciones de fin de vida	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La etapa de fin de vida genera solo una pequeña contribución en los impactos ambientales, que se ha estimado entre el 1 y el 12 % (Weisbrod y Hoof 2012), cuando se realiza de forma controlada.</li> <li>• Pueden lixiviar los productos químicos, contaminantes y agentes patógenos (Meseldzija, Poznanovic, Frank y Research 2013).</li> <li>• Si no existe un sistema de recolección se encuentran dispersos en el paisaje, contaminando su entorno durante periodos muy largos (Selvi y Amarnath 2011). Los animales pueden desenvolverlos o romperlos, exponiendo la materia fecal que atrae a vectores biológicos, los cuales pueden transmitir diferentes enfermedades (Stenström, Seidu, Nelson y Christian 2011).</li> <li>• Si son enterrados por los usuarios pueden tener efectos sobre el abastecimiento de agua como medio de filtración; los residuos eventualmente pueden mezclarse con el agua subterránea y la probabilidad de contaminar la fuente de agua potable por patógenos tales como bacterias y virus es muy alta (Stenström et al. 2011).</li> <li>• Pueden obstruir el drenaje, bien porque se encuentren cerca de sistemas de alcantarillas o bien porque en ausencia de un sistema de recolección estos residuos se eliminan a través de los sanitarios (Chinyama y Toma 2013).</li> </ul>

## GENERACIÓN DE PAÑALES DESECHABLES COMO RESIDUOS

Los pañales desechables después de ser usados se convierten en residuos y generalmente se integran a los residuos sólidos urbanos (RSU). Los estudios relacionados con los pañales desechables de bebé indican que en promedio cada niño usa entre cuatro y seis pañales diarios durante los primeros dos años de su vida (R. Espinosa-Valdemar et al. 2015; PROFECO 2016). La cantidad de pañales infantiles generados como residuos puede estimarse a partir de la población de infantes entre cero y dos años de países de Iberoamérica (Bureau n.d.), con un valor promedio de cinco pañales/niño/día (PROFECO 2011, 2016). En la figura 2 se muestran los resultados de esta estimación.

## OPCIONES DE MANEJO PARA LOS PAÑALES DESECHABLES USADOS

La composición de un pañal desechable usado es diferente a la del producto sin utilizar, debido a la presencia de la orina y las heces fecales. La orina añade al pañal humedad y elementos como nitrógeno (principalmente en forma de urea), fósforo y potasio, mientras que las heces fecales aportan carbohidratos no digeridos, fibra, proteínas, grasas y un alto contenido de biomasa bacteriana (25-45 % de los sólidos



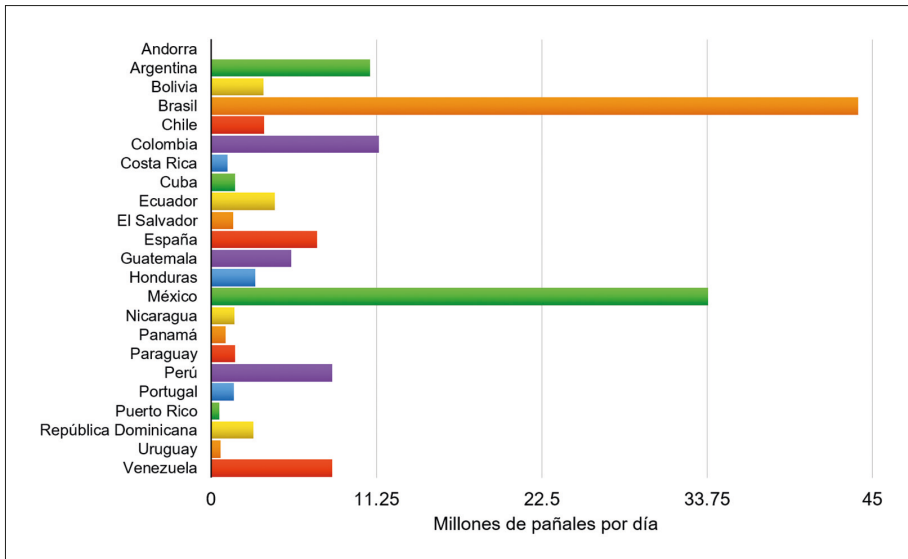


FIGURA 4.1.2. Generación de pañales infantiles generados como residuos en Iberoamérica.

secos) (Rose, Parker, Jefferson y Cartmell 2015). En general, los pañales constituyen la fracción no reciclable más importante en términos básicos en los residuos urbanos (Puig-Ventosa y Calaf Forn 2008). Generalmente se mezclan con estos y tienen el destino que las autoridades locales les dan.

En América Latina, debido a la carencia de otros sistemas de tratamiento (Leeds, International Solid Waste Association, Sweepnet, Swapi y Waste to energy research and technology council 2016), puede asumirse que el destino de los pañales desechables usados son los rellenos sanitarios o vertederos; aunque se cuente en la región con algunos sitios que presentan diferentes sistemas y tecnologías para mitigar su impacto ambiental, existe también una alta proporción de sitios no controlados. Esta opción de final de vida generalmente es económica y no requiere la separación de los pañales de otros residuos; sin embargo, también genera impactos ambientales y a la salud pública, entre los cuales se encuentran:

- Riesgos de diseminación de patógenos presentes en las heces (Yeh, Ogai, Yui, Morita y Takabayashi, 2006), tales como virus entéricos, norovirus, *Salmonella* sp. y parásitos protozoarios como *Giardia* sp. y *Cryptosporidium* sp. (Gerba, Tamimi, Pettigrew, Weisbrod y Rajagopalan 2011), que provocan afectaciones gastrointestinales (Fuhrmeister, Schwab y Julian 2015). Se ha calculado que la presencia de pañales en los residuos urbanos genera una carga patogénica de 0,379 g por cada 454 g de residuos sólidos urbanos (Gerba et al. 2011).
- Emisión de gases de efecto invernadero (Puig-Ventosa y González-Puig 2009) debido a su alta proporción de materiales orgánicos biodegradables. Este efecto negativo podría mitigarse en sitios de disposición que cuenten con sistemas de captura y aprovechamiento de biogás.

- Posible lixiviación de componentes orgánicos al agua subterránea (Puig-Ventosa y González-Puig 2009; Yeh et al. 2006).
- Agotamiento del espacio disponible en los sitios de disposición (Puig-Ventosa y González-Puig 2009), a pesar de que considera que por su consistencia y textura no provocan el mismo incremento en volumen que otros residuos que llegan a los rellenos (Light, Chirmuley y Ham 1995).

En España el 60 % de los residuos sólidos urbanos se deposita en vertederos, el 19 % se recicla, el 10 % va al compostaje o digestión anaerobia y el 9 % se incinera con recuperación de energía (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España 2015). Los pañales son considerados dentro de la fracción «resto», en la categoría de textil sanitario, y se prevé que su destino sea el tratamiento mecánico biológico, la incineración, la valorización energética o el depósito en vertederos (Ministerio de Agricultura, n.d.). En este escenario, puede asumirse que la mayor proporción de los pañales termina en vertederos, con los beneficios e impactos descritos anteriormente.

El tratamiento mecánico biológico permite estabilizar la materia orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos mediante la separación previa de algunos componentes y un tratamiento biológico posterior. Se considera una opción recomendable para el tratamiento de los pañales, pues no requiere su separación previa (Puig-Ventosa y González-Puig 2009). Por su parte, la incineración, con o sin recuperación de energía, permite eliminar el contenido patogénico de los pañales, al tiempo que se reduce su volumen (Fujiyama, Sakurai, Matsumoto y Cho 2012). Sin embargo, los pañales en sí requieren mucha energía para su combustión, dado su alto contenido de humedad (Yeh et al. 2006), además de contribuir a la generación de gases de efecto invernadero, sin descartarse la formación de compuestos tóxicos durante su incineración (Puig-Ventosa y González-Puig 2009).

Además de las alternativas de fin de vida aplicadas en Iberoamérica existen opciones que han sido ensayadas a escala real o a nivel laboratorio en la región o en otros países. Se han propuesto diferentes procesos para el aprovechamiento por separado de los diferentes componentes de los pañales, específicamente para la recuperación de la celulosa y los plásticos. El más desarrollado es el que lleva a cabo la empresa Knowaste LLC (Environment Agency 2008), radicada en Reino Unido. Su proceso incluye una etapa de esterilización en autoclave, la separación de fibras, neutralización del polímero superabsorbente y la recuperación de fibras de celulosa y plásticos (Freyberg 2012).

Sin embargo, aunque el proceso es técnicamente viable, el reciclaje de pañales conlleva problemas, reales o de percepción, relacionados con la baja calidad de los materiales recuperados (Cordella, Bauer, Lehmann, Schulz y Wolf 2015), los riesgos sanitarios, el rechazo a las plantas debido al mal olor (Goulding 2016), la necesidad de separación en la fuente, el alto coste comparado con el de los rellenos o vertederos (Puig-Ventosa y González-Puig 2009), o la dificultad para manejar volúmenes que vuelvan viable el proceso en términos económicos (Freyberg 2012).

La alta proporción de material orgánico presente en los pañales puede ser degradada por microorganismos en un proceso de compostaje. Se ha comprobado la factibilidad de su composteo en escala real, mezclados en un 3 % con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, tanto para pañales convencionales (Colón, Ruggieri, Sánchez, González y Puig 2010) como para pañales compostables (Colón, Mestre-Montserrat, Puig-Ventosa y Sánchez 2013). También se ha propuesto su procesamiento en un sistema modular conformado por biorreactores de 200 l de capacidad, en los que se procesó una mezcla de pañales con residuos de poda en una proporción 30:70 (Espinosa-Valdemar et al. 2014).

En otra prueba se verificó la viabilidad del composteo empleando lodos como cosustrato (Puig-Ventosa y González-Puig 2009). En todos los casos la presencia de los pañales no alteró la calidad final de la composta, al compararla con la que fue preparada sin presencia de estos. No se detectaron patógenos o efectos tóxicos posteriores. Los plásticos fueron separados posteriormente por cribado. Aunque el proceso es viable, existen aspectos no resueltos, como la presencia del polímero superabsorbente en el producto final, ya que este compuesto no se descompone durante el proceso (Freyberg 2012) y no puede separarse fácilmente (Cordella et al. 2015); no existe consenso sobre el efecto de este, aunque se asume que puede elevar la capacidad de retención de agua de la composta.

Se ha comprobado la viabilidad de biodegradar los pañales en condiciones anaerobias si son mezclados con otros residuos. En uno de los procesos propuestos, ensayado a nivel laboratorio, los pañales son mezclados con lodos provenientes del tratamiento biológico de aguas residuales (38:62 pañales-lodos), cuyo alto contenido de agua facilita el proceso de pulpeo que permite disolver las heces fecales, el polímero superabsorbente y las fibras de celulosa (Torrijos et al. 2013). En la ciudad de Toronto los pañales son recolectados con la fracción orgánica (Puig-Ventosa y González-Puig 2009) y sometidos a un proceso de digestión en la planta de Disco Road (City of Toronto, n.d.).

Además de los procesos mencionados, se ha probado a nivel laboratorio la viabilidad de biodegradar los pañales empleando algas (Yeh et al. 2006). Otro proceso exitoso ha sido la biodegradación de los pañales, mezclados con paja en una proporción 30:70, mediante el desarrollo del hongo *Pleurotus ostreatus*, en un proceso que además de disminuir el volumen y la masa de los pañales genera un producto sin contenido de patógenos y con un valor proteínico elevado (Espinosa-Valdemar et al. 2011).

## **VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE RESIDUOS POR PROCESOS ANAEROBIOS**

Uno de los aspectos clave para el desarrollo sostenible a nivel mundial es el consumo de energía. Actualmente la mayor proporción de esta se genera a través de los combustibles fósiles; además de provocar preocupación por la posibilidad de su

agotamiento, estos se consideran la principal fuente de contaminantes acidificantes y gases de efecto invernadero, así como el factor principal que contribuye al calentamiento global y el cambio climático. Esta situación ha hecho fijar la atención de la sociedad en la producción de energía a través de fuentes alternativas, como la biomasa residual contenida en los residuos sólidos urbanos, principalmente los orgánicos.

Esta posibilidad ha generado altas expectativas debido al potencial energético y la disponibilidad de muchos materiales que son desechados y cuyo manejo actual tiene implicaciones negativas en términos ambientales. En general, a la energía producida a partir de biomasa, que puede o no provenir de residuos orgánicos, se le denomina bioenergía. Esta es considerada como una de las energías renovables que puede sustituir a los combustibles fósiles al mismo tiempo que reduce la emisión de gases de efecto invernadero (Islas et al. 2007).

La digestión anaerobia se ha considerado por mucho tiempo una de las mejores alternativas para la recuperación de nutrientes y energía a partir de residuos sólidos orgánicos. A través de esta, el residuo orgánico se convierte en biogás, principalmente metano, y en un digestato rico en nutrientes mediante una serie de procesos bioquímicos. El metano producido se puede utilizar para la producción de energía, mientras que el digestato, rico en nutrientes, se puede emplear como acondicionador del suelo.

Este método de tratamiento alternativo es una opción efectiva, combinando la recuperación de materiales y energía que permite la posibilidad de una industria autosuficiente de energía al tiempo que incorpora un sistema integral de tratamiento de residuos ((Bayr et al. 2012; Hejnfelt y Angelidaki 2009; Palatsi et al. 2011; Yoon et al. 2014). Es posible controlar los parámetros de operación de un proceso de degradación anaerobia, para enfocarlo en la producción de dos compuestos diferentes: el hidrógeno y el metano. El hidrógeno se considera una fuente limpia de energía, dado que su combustión no produce dióxido de carbono (Kapdan y Kargi 2006). Presenta un poder calorífico de 141,790 kJ/kg. Además de ser usado como combustible, puede emplearse como materia prima en diferentes procesos industriales. El metano, por su parte, es el principal componente del gas natural y presenta el mayor poder calorífico entre los hidrocarburos (55,530 kJ/kg).

La fermentación oscura, comúnmente llamada producción oscura de hidrógeno, es el proceso mediante el cual los compuestos orgánicos constituyen la fuente de carbono y energía que proporciona energía metabólica para la producción de hidrógeno. Es un tipo de proceso anaerobio que lleva a un equilibrio de óxido-reducción, en ausencia de aceptores de electrones tales como oxígeno, sulfato, nitrato y hierro. Por lo general, los sustratos empleados para este proceso son monosacáridos, particularmente glucosa, seguida por la xilosa, almidón, celulosa y otras fuentes que se pueden generar a partir de la hidrólisis de los polisacáridos, proteínas y lípidos (Argun y Kargi 2011; Ntaikou et al. 2010).

Las bacterias predominantes en la generación de hidrógeno pertenecen a los géneros *Clostridium*, *Enterobacter* y *Bacillus*, caracterizadas por ser anaerobias estrictas y facultativas (Chen et al. 2005; Long et al. 2010), algunas bacterias termofi-

licas (Cakır et al. 2010; Zhang et al. 2003) y acidogénicas anaerobias provenientes de lodos (Chen et al. 2005).

Por su parte, la digestión metanogénica es una tecnología ampliamente utilizada en el tratamiento de desechos y aguas residuales. Los productos finales son una mezcla de metano (55-75 %) y dióxido de carbono (22-45 %). Las instalaciones necesarias para llevarla a cabo son simples, con bajos requerimientos energéticos (Reith et al. 2003). La producción de metano es llevada a cabo por bacterias metanogénicas, entre las que se incluyen los géneros *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanosaeta* y *Methanobacterium*, que actúan en una asociación sintrófica con otros microorganismos presentes en la fermentación oscura (Madigan et al. 2012).

Generalmente los procesos biotecnológicos se basan en la obtención de un solo producto, sin embargo, la constante necesidad de obtener diferentes productos en serie ha supuesto un cambio de enfoque desde la biotecnología tradicional hacia las biorrefinerías (Kamm y Kamm 2004). En una biorrefinería se pueden obtener de manera simultánea o secuencial combustibles, solventes, plásticos y alimentos, a partir de procesos de fermentación (Ohara 2003). En los últimos años se ha incrementado el estudio y desarrollo de los procesos de biorrefinería a partir de residuos, con la finalidad de contribuir a su valorización energética y reducir las repercusiones ambientales debidas a su mala disposición y tratamiento (Ragauskas et al. 2014).

## VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE PAÑALES DESECHABLES USADOS

Uno de los principales problemas para el uso de energías alternativas es la disponibilidad de los recursos (materias primas) para generarlas. Este problema puede ser atendido mediante la utilización de biomasa disponible en cantidades suficientes de bajo coste y que no compita con los alimentos por la tierra de cultivo (Saxena et al. 2009). Tal es el caso de los pañales desechables usados con un alto contenido de celulosa (EDANA 2011). Su utilización como sustrato en un proceso de digestión anaerobia implicaría la reducción de volúmenes de desechos y la producción de energía a partir de fuentes renovables.

La valorización energética de un residuo es definida como el aprovechamiento de su poder calorífico, cuando este sea similar al de un combustible y el balance ambiental obtenido sea favorable (Tchobanouglos et al. 1994). La viabilidad para desarrollar dicha valoración energética puede ser evaluada en sus etapas iniciales mediante el análisis del potencial energético ( $E_{H_2}$ , Ec. 1); en el caso de la fermentación oscura para la producción de hidrógeno, este es directamente proporcional a la producción de hidrógeno ( $Q_{H_2}$ ) durante un tiempo  $t$  de operación, multiplicado por la entalpía de combustión ( $\Delta H_C$ ) de este. Para un proceso por lotes, la ecuación puede modificarse, para incluir la producción acumulada de  $H_2$  (Ec. 2). Ecuaciones similares pueden desarrollarse para evaluar el potencial energético debido a la producción de metano en la digestión anaerobia de un residuo (Escamilla-Alvarado et al. 2014).

$$E_{H_2} [KJ] = \int_0^t Q_{H_2} [NL/d] dt * \frac{1 \text{ mol}}{22.4 \text{ NL}} * \Delta H_{c_{H_2}} [KJ/mol] \quad Ec. (1)$$

$$E_{H_2} [KJ/Kg_{db}] = \frac{Vol. H_2 \text{ acumulada} [mol]}{TS_{base \text{ seca}}} * \Delta H_{c_{H_2}} [KJ/mol] \quad Ec. (2)$$

## RESULTADOS

Al aplicar el concepto de biorrefinería, en este estudio se evaluó el potencial energético de los pañales desechables usados mediante un proceso secuencial, compuesto por dos etapas:

- Utilización de los pañales como sustrato para la producción de hidrógeno a partir de un proceso de fermentación oscura.
- Empleo de los sólidos residuales fermentados para la producción de metano.

Las pruebas se realizaron por lotes, empleando pañales desechables usados. Estos se manejaron en tres condiciones diferentes: pañales completos, con plásticos (PC), pañales sin plásticos (PSP) y pañales sin plásticos y sin heces fecales (PSM). Los pañales fueron obtenidos de guarderías ubicadas al norte de la Ciudad de México, y se almacenaron en refrigeración hasta su empleo. Su molienda se realizó con un equipo Vermeer BC 1000 mill., hasta llevarlos a fragmentos menores de 5 x 5 cm. En el proceso se evaluó el efecto de la temperatura, mediante su realización en condiciones mesofílicas (37 °C) y termofílicas (55 °C). Esto dio origen a seis diferentes condiciones experimentales, que se evaluaron por duplicado.

### **Etapas 1. Fermentación oscura**

La fermentación oscura de los pañales se realizó según los protocolos reportados por Valdez-Vázquez et al. (2006), con la aplicación de un choque térmico inicial (92 °C durante 30 min) del inóculo para inhibir la producción de bacterias metanogénicas (Sparling et al. 1997; Valdez-Vázquez et al. 2006). El proceso se desarrolló mediante el venteo intermitente del gas contenido en los reactores al alcanzar una producción máxima acumulativa de hidrógeno, para dar origen a ciclos de producción del gas, hasta que no se observó generación de este. Después de cada ciclo los reactores se incubaron de nuevo, sin adicionarles inóculo fresco o nuevo sustrato (Muñoz-Páez, Ríos-Leal, Valdez-Vázquez, Rinderknecht-Seijas y Poggi-Valardo 2012; Valdez-Vázquez, Ríos-Leal et al. 2006).

Las pruebas se realizaron en botellas de vidrio de 120 ml de capacidad, con un volumen de trabajo en 50 ml, un contenido total de sólidos de 25 y 10 % w/v de inóculo en cada reactor. Durante la fermentación los reactores se mantuvieron a la

temperatura correspondiente en incubadoras. La duración de esta etapa fue de 79 días. El principal parámetro de monitoreo fue la concentración de hidrógeno en el biogás. Esta se determinó por cromatografía de gases en un cromatógrafo Gow-Mac modelo 350 equipado con un detector de conductividad térmica. Las temperaturas del inyector, detector y columna fueron de 25, 100 y 25 °C, respectivamente. El gas portador empleado fue argón. El mismo método fue empleado para la medición de metano en la segunda etapa. Una vez determinada la cantidad de hidrógeno producida por el sistema se procedió al cálculo de su potencial energético.

## Etapa 2. Digestión de sólidos fermentados

Los sólidos fermentados obtenidos en cada uno de los diferentes tratamientos de la etapa de fermentación oscura fueron alimentados individualmente en biorreactores para la producción de metano en la segunda etapa del diseño experimental (figura 4.1.3). Los biorreactores de la segunda etapa se hicieron funcionar a la misma temperatura de su alimentación en el proceso fermentativo por lotes. Los factores evaluados fueron la fuente de alimentación (PC, PSP, PSM) y la temperatura de operación (35 y 55 °C). De acuerdo con el diseño experimental, los sólidos fermentados de la etapa-H se alimentaron en los biorreactores de la segunda etapa sin ajustar su pH o lavarlos. La operación de la digestión se realizó de modo similar a la fermentación, mediante el venteo intermitente del metano generado. La duración de esta etapa fue de 43 días. El proceso, conformado por las dos etapas, se ilustra en la figura 4.1.3.

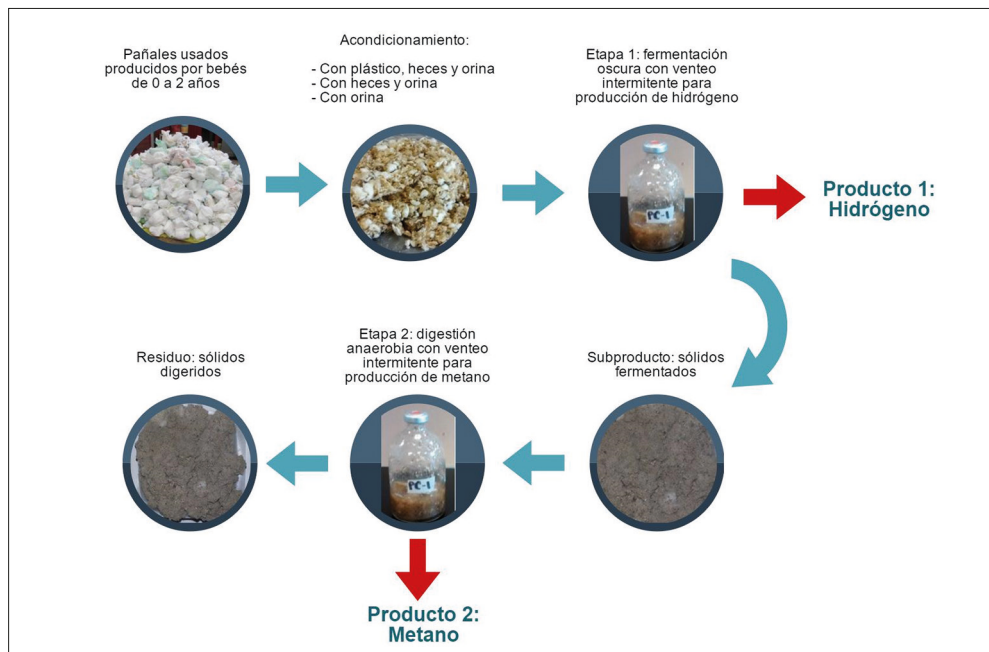


FIGURA 4.1.3. Procedimiento experimental.

El análisis del potencial energético total se realizó a través de la suma de la energía obtenida en las dos etapas, para cada condición experimental (Ec. 3). La energía de cada etapa se calculó tal como se explicó en las ecuaciones 1 y 2.

$$E_{HM} = E_{H_2} + E_{CH_4} \quad Ec. (3)$$

A partir de los resultados se realizó un análisis estadístico ANOVA multifactorial, tomando como factores el acondicionamiento del pañal y la temperatura de operación. El *software* utilizado para este fin fue Statgraphisc Centurion.

En el proceso de fermentación oscura se lograron tres ciclos de producción de hidrógeno. La figura 4.1.4 muestra el promedio de producción acumulada de hidrógeno de los tres ciclos; se puede apreciar una mayor producción en el régimen termofílico, especialmente con el empleo de pañales completos como sustrato. El volumen acumulado de hidrógeno producido en cada condición experimental se presenta en el cuadro 4.

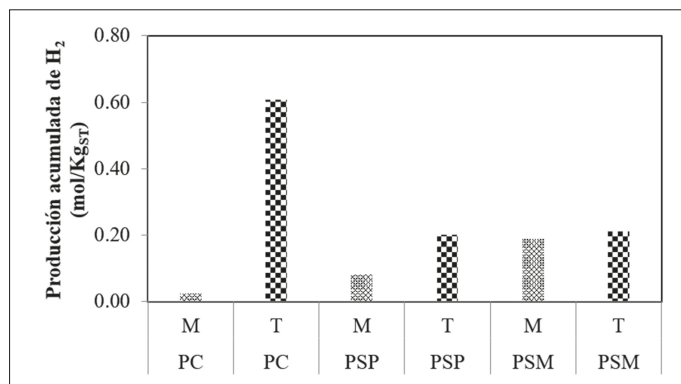


FIGURA 4.1.4. Producción acumulada de hidrógeno en la fermentación oscura de pañales desechables usados (PC: pañal completo, PSP: pañal sin plástico, PSM: pañal sin plástico ni heces, M: mesofílico, T: termofílico).

TABLA 4.1.4. Producción energética de la fermentación oscura de pañales desechables usados

Sustrato	Temperatura	E <sub>H<sub>2</sub></sub> (KJ/Kg <sub>BS</sub> )
Pañal con heces, orina y plástico	Mesofílica	6,8
Pañal con heces, orina y plástico	Termofílica	173,4
Pañal con heces y orina	Mesofílica	23,1
Pañal con heces y orina	Termofílica	57,1
Pañal con orina	Mesofílica	53,5
Pañal con orina	Termofílica	59,9



El análisis de varianza, realizado para un 95 % de confianza, arrojó que ningún valor-P es menor que 0,05, como muestra el cuadro 4.1.5, por lo que, a pesar de la aparente influencia de la temperatura, esta no es significativa en términos estadísticos.

CUADRO 4.1.5. Análisis de varianza para potencial energético de producción de hidrógeno

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Tipo de acondicionamiento	7799,94	2	38.99,97	0,80	0,4719
B: Temperatura de operación	21.408,6	1	21.408,6	4,39	0,0580
INTERACCIONES					
AB	22.000,1	2	110.00,0	2,26	0,1473
RESIDUOS	58.491,9	12	4874,32		
TOTAL (CORREGIDO)	109.700	17			

La figura 4.1.5 muestra la producción acumulada de metano a partir de los sólidos fermentados. En esta etapa se obtuvieron dos ciclos de producción de gas. El cuadro 4.1.6 muestra el potencial energético del metano generado en cada una de las condiciones experimentales.

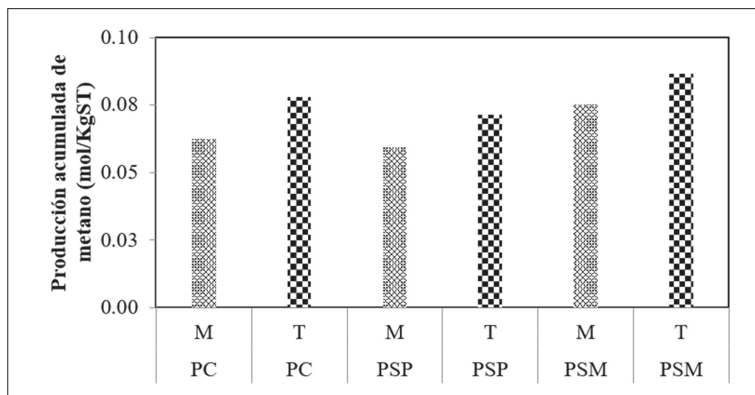


FIGURA 4.1.5. Producción acumulada de metano a partir de sólidos fermentados (PC: pañal completo, PSP: pañal sin plástico, PSM: pañal sin plástico ni heces, M: mesofílico, T: termofílico).

CUADRO 4.1.6. Producción energética de la digestión anaerobia de sólidos fermentados

Reactor	Temperatura	ECH <sub>4</sub> (KJ/Kg <sub>BS</sub> )
Pañal con heces, orina y plástico	Mesofílica	55,7
Pañal con heces, orina y plástico	Termofílica	69,5
Pañal con heces y orina	Mesofílica	53,0
Pañal con heces y orina	Termofílica	63,7
Pañal con orina	Mesofílica	67,1
Pañal con orina	Termofílica	77,1

El análisis estadístico ANOVA multifactorial, con un 95 % de confianza indica que, dado que ningún valor-P es menor que 0,05, como muestra el cuadro 4.1.7, ninguno de los factores o interacciones tiene un efecto estadísticamente significativo sobre el potencial energético de metano a partir de sólidos fermentados.

Cuadro 4.1.7. ANOVA de potencial energético de metano a partir de sólidos fermentados

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A: Acondicionamiento	397,17	2	198,585	0,70	0,5324
B: Temperatura	395,601	1	395,601	1,40	0,2819
INTERACCIONES					
AB	7,85352	2	3,92676	0,01	0,9863
RESIDUOS	1698,39	6	283,066		
TOTAL (CORREGIDO)	2499,02	11			

El cuadro 8 muestra el potencial energético del sistema para los diferentes tratamientos. Se puede concluir que, a pesar de que la implementación en serie de las etapas forma parte de la misma ruta metabólica de degradación, su acoplamiento no aumenta significativamente en potencial energético neto obtenido para este tipo de residuo.

CUADRO 4.1.8. Producción energética de serie H-M para pañales desechables usados

Reactor	Temperatura	EH <sub>2</sub> (KJ/Kg <sub>BS</sub> )	ECH <sub>4</sub> (KJ/Kg <sub>BS</sub> )	E <sub>HM</sub> (KJ/Kg <sub>BS</sub> )
PC	M	6,8	55,7	62,6
PC	T	173,4	69,5	242,9
PSP	M	23,1	53,0	76,1
PSP	T	57,1	63,7	120,7
PSM	M	53,5	67,1	120,6
PSM	T	59,9	77,1	137,0

## Comparación con la digestión anaerobia de pañales desechables usados

Existe un estudio previo sobre la digestión de pañales usados, a nivel de laboratorio, realizado por Torrijos et al. (2013). En él se encontró que se puede lograr una producción de metano de 0,9412 mol/kg de sustrato bruto. Esta producción puede ajustarse a las condiciones de la Ciudad de México ( $P_{atm} = 585$  mmHg), con lo que el potencial energético sería de 839,12 kJ/kg. Este resultado es mayor al mejor obtenido mediante el proceso secuencial, que fue de 242,9 kJ/kg para pañales completos en condiciones termofílicas. Sin embargo, es necesario considerar las diferencias entre los procesos: el estudio de Torrijos utiliza un método patentado para la separación de la fracción orgánica de los pañales, compuesta principalmente por celulosa, orina y heces. Los plásticos son separados, al igual que el SAP. Esta separación podría ser muy relevante en la producción de hidrógeno y metano, pues la presencia del poliacrilato de sodio podría estar generando un efecto inhibitorio.

Adicionalmente, el proceso permitió la disminución del tamaño de partícula y suspensión de la fracción orgánica de los pañales, con lo que se incrementó el área de contacto y la posibilidad de mezclado, lo que no ocurrió en el proceso secuencial. El proceso secuencial se realizó por lotes, mientras que la otra prueba se realizó en forma semicontinua. Además, en este estudio se trabajó con un inóculo; en el trabajo de Torrijos et al. los pañales fueron mezclados con lodos de planta de tratamiento, en una proporción de 32-68 %, lo que claramente puede incrementar la producción de metano.

## CONCLUSIONES

Este estudio ha comprobado la factibilidad de la producción secuencial de hidrógeno y metano a partir de pañales desechables usados. En los casos estudiados no se encontró diferencia estadísticamente significativa debida a la forma de preparación de los pañales o la temperatura empleada; esto, inicialmente, llevaría a una selección de un proceso mesofílico, en el que los pañales se molieran sin separar sus componentes, disminuyendo con ello el requerimiento energético previo al proceso. Aunque el proceso es viable, en general los rendimientos tanto de hidrógeno como de metano son bajos. Con el fin de aumentar la productividad energética del sistema es conveniente analizar el efecto del SAP en el proceso, al igual que analizar diferentes parámetros de operación, como la concentración de sólidos, el tamaño de partícula empleado y la homogeneización de las muestras.

La presencia de pañales desechables usados en los residuos sólidos urbanos ha crecido, y puede esperarse que en Iberoamérica aumente debido a la combinación de factores como las tasas de natalidad, los cambios en patrones de consumo y modo de vida, e incluso el incremento de la cantidad de adultos mayores que requieren de uso de pañales. Ante esto, resulta muy relevante encontrar opciones de manejo adecuado, con menores impactos ambientales. La valorización energética de este residuo es una opción que debe ser estudiada, ante la perspectiva de una evolución en el manejo de

residuos urbanos en la zona. Este estudio contribuye a sentar las bases para posteriores análisis que permitan optimizar el proceso.

## BIBLIOGRAFÍA

- Argun, H. y F. Kargi (2011). «Bio-hydrogen production by different operational modes of dark and photo-fermentation». *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(13), 7443-7459.
- Ayalon, O., T. Goldrath, G. Rosenthal y M. Grossman. 2009. «Reduction of plastic carrier bag use: An analysis of alternatives in Israel». *Waste Management* 29(7): 2025-2032, Nueva York.
- Banco Interamericano de Desarrollo. 2015. *Situación de la gestión de residuos sólidos en América Latina y el Caribe*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Bayr, S., M. Rantanen, P. Kaparaju y J. Rintala. 2012. «Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes». *Biore-source Technology* 104: 28-36.
- Bureau, U.S.C. (n.d.). *U.S. and World Population Clock*. Recuperado el 25 de julio de 2016 de: <http://www.census.gov/>.
- Cakır, A., S. Ozmihi y F. Kargi. 2010. «Comparison of bio-hydrogen production from hydrolyzed wheat starch by mesophilic and thermophilic dark fermentation». *International Journal of Hydrogen Energy* 35(24): 13214-13218.
- Chen, W.-M., Z.-J. Tseng, K.-S. Lee y J.-S. Chang. 2005. «Fermentative hydrogen production with *Clostridium butyricum* CGS5 isolated from anaerobic sewage sludge». *International Journal of Hydrogen Energy* 30(10): 1063-1070.
- Chinyama, A. y T. Toma, 2013. *Understanding the Poor Performance of Urban Sewerage Systems: A Case of Coldstream High Density Suburbs* 1(3): 45-51, Chinhoyi.
- City of Toronto (n.d.). *Green bin (Organics)*. Recuperado el 25 de julio de 2016 de: <http://www1.toronto.ca/wps/portal/contentonly?vgnextoid=a2c8b47620805510VgnVCM10000071d60f89RCRD>.
- Colón, J., M. Mestre-Montserrat, I. Puig-Ventosa y A. Sánchez. 2013. «Performance of compostable baby used diapers in the composting process with the organic fraction of municipal solid waste». *Waste Management* 33(5): 1097-1103.
- Colón, J., L. Ruggieri, A. Sánchez, A. González e I. Puig. 2010. «Possibilities of composting disposable diapers with municipal solid wastes». *Waste Management y Research*.
- Cordella, M., I. Bauer, A. Lehmann, M. Schulz y O. Wolf. 2015. «Evolution of disposable baby diapers in Europe: life cycle assessment of environmental impacts and identification of key areas of improvement». *Journal of Cleaner Production* 95: 322-331.
- Dey, S., D. Kenneally, M. Odio y I. Hatzopoulos. 2016. «Modern diaper performance: construction, materials, and safety review». *International Journal of Dermatology* 55(S1): 18-20.

- Dyer, D. 2005. *Seven decades of disposable diapers*.
- EDANA. 2008. *Sustainability Report 2007-2008 Absorbent Hygiene Products. Technic Report*. Bruselas.
- EDANA. 2011. *Sustanability Informe 2011*.
- EDANA. 2015. *Sustainability report 4th Edition Absorbent Hygiene Products. Technic Report*. Bruselas.
- Environment Agency. 2008. *An updated lifecycle assessment study for disposable and reusable nappies*. Bristol.
- Escamilla-Alvarado, C., M. T. Ponce-Noyola, H. M. Poggi-Varaldo, E. Ríos-Leal, J. García-Mena y N. Rinderknecht-Seijas. 2014. «Energy analysis of in-series biohydrogen and methane production from organic wastes». *International Journal of Hydrogen Energy* 39(29): 16587-16594.
- Espinosa-Valdemar, R. M., P. X. Sotelo-Navarro, X. Quecholac-Piña, M. A. García-Rivera, M. Beltrán-Villavicencio, S. Ojeda-Benítez y A. Vázquez-Morillas. 2014. «Biological recycling of used baby diapers in a small-scale composting system». *Resources, Conservation and Recycling* 87: 153-157.
- Espinosa-Valdemar, R. M., S. Turpin-Marion, I. Delfín-Alcalá y A. Vázquez-Morillas. 2011. «Disposable diapers biodegradation by the fungus *Pleurotus ostreatus*». *Waste Management* 31(8): 1683-1688, Nueva York.
- Espinosa-Valdemar, R., A. Vázquez-Morillas, S. Ojeda-Benítez, G. Arango-Escorcia, S. Cabrera-Elizalde, X. Quecholac-Piña y P. Sotelo-Navarro. 2015. «Assessment of Gardening Wastes as a Co-Substrate for Diapers Degradation by the Fungus *Pleurotus ostreatus*». *Sustainability* 7(5): 6033-6045.
- Freyberg, T. 2012. «Nappy recycling. Is thee UK ready to run, walk or crawl?». *Waste Management World*, September, 14-19.
- Fuhrmeister, E. R., K. J. Schwab y T. R. Julian. 2015. «Estimates of Nitrogen, Phosphorus, Biochemical Oxygen Demand, and Fecal Coliforms Entering the Environment Due to Inadequate Sanitation Treatment Technologies in 108 Low and Middle Income Countries». *Environmental Science y Technology* 49(19): 11604-11611.
- Fujiyama, A., T. Sakurai, T. Matsumoto y T. Cho. 2012. «Lifecycle inventory analysis on material recycling system of disposable diapers». *Journal of Life Cycle Assessment* 8(1): 37-44.
- Gerba, C. P., A. H. Tamimi, C. Pettigrew, A. V. Weisbrod y V. Rajagopalan. 2011. «Sources of microbial pathogens in municipal solid waste landfills in the United States of America». *Waste Management y Research* 29(8): 781-790.
- Goulding, T. 2016. *Knowaste nappy recycling plant rejected*. Recuperado el 16 de julio de 2016 de: <http://www.letsrecycle.com/news/latest-news/knowaste-nappy-recycling-plant-rejected/>.
- Hejnfelt, A. e I. Angelidaki. 2009. «Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products». *Biomass and Bioenergy*, 33(8), 1046-1054. Doi:10.1016/j.biombioe.2009.03.004
- Islas, J., F. Manzini y O. Masera. 2007. «A prospective study of bioenergy use in Mexico». *Energy* 32(12): 2306-2320. DOI: 10.1016/j.energy.2007.07.012.

- Kamm, B. y M. Kamm. 2004. «Principles of biorefineries». *Applied Microbiology and Biotechnology* 64(2): 137-145.
- Kapdan, I. K. y F. Kargi. 2006. «Bio-hydrogen production from waste materials». *Enzyme and Microbial Technology* 38(5): 569-582.
- Leeds, U. of. 2016. «International Solid Waste Association, Sweepnet, Swapi, y Waste to energy research and technology council». *Waste Atlas*. Recuperado el 25 de julio de 2016 de: <http://www.atlas.d-waste.com/>.
- Light, K. L., D. G. Chirmuley y R. K. Ham. 1995. «A laboratory study of the compaction characteristics of disposable diapers in a landfill». *Resources, Conservation and Recycling* 13(2): 89-96.
- Long, C., J. Cui, Z. Liu, Y. Liu, M. Long y Z. Hu. 2010. «Statistical optimization of fermentative hydrogen production from xylose by newly isolated *Enterobacter* sp. CN1». *International Journal of Hydrogen Energy* 35(13): 6657-6664.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko, D. A. Stahl y D. P. Clark. 2012. *Brock. Biology of microorganisms*. 13.<sup>a</sup> ed. Pearson.
- Meallem, I., Y. Garb y J. Cwikel. 2010. «Environmental hazards of waste disposal patterns –a multimethod study in an unrecognized Bedouin village in the Negev area of Israel». *Archives of Environmental y Occupational Health* 65(4): 230-237.
- Meseldzija, J., D. Poznanovic, R. Frank y D. Research. 2013. *Assessment of the differing environmental impacts between reusable and disposable diapers*.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España. 2015. *Perfil ambiental de España 2014*.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España. (n.d.). *Fracción resto*. Recuperado el 22 de julio de 2016 de: <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/fracciones/otros/Default.aspx>.
- Muñoz-Páez, K. M., E. Ríos-Leal, I. Valdez-Vázquez, N. Rinderknecht-Seijas y H. M. Poggi Varaldo. 2012. «Re-fermentation of washed spent solids from batch hydrogenogenic fermentation for additional production of biohydrogen from the organic fraction of municipal solid waste». *Journal of Environmental Management* 95 Suppl, S355-9.
- Ntaikou, I., G. Antonopoulou y G. Lyberatos. 2010. «Biohydrogen Production from Biomass and Wastes via Dark Fermentation: A Review». *Waste and Biomass Valorization* 1(1): 21-39.
- Ohara, H. 2003. «Biorefinery». *Applied Microbiology and Biotechnology* 62(5-6): 474-477.
- Palatsi, J., M. Viñas, M. Guivernau, B. Fernández y X. Flotats. 2011. «Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions». *Bioresource Technology* 102(3): 2219-2227.
- PROFECO. 2011. «Estudio de calidad: pañales desechables, la misión antiescurrimientos». *Revista del Consumidor* 415: 52-67.
- PROFECO. 2016. «Los pañales desechables». *Revista del Consumidor* 3.
- Puig, I. y M. Calaf. 2008. «Pañales reutilizables como estrategia de prevención de residuos». *Revista Técnica del Medio Ambiente* 103: 26-37.

- Puig-Ventosa, I. y M. Calaf Forn. 2008. «Pañales reutilizables como estrategia de prevención de residuos». *Residuos* 103: 26-36.
- Puig-Ventosa, I. y A. González-Puig. 2009. *Viabilidad de la recogida y el tratamiento de pañales de un solo uso en Cataluña*. Vilanova i La Geltrú.
- Ragauskas, A. J., G. T. Beckham, M. J. Bidy, R. Chandra, F. Chen, M. F. Davis y C. E. Wyman. 2014. «Lignin valorization: Improving lignin processing in the biorefinery». *Science* 344(6185).
- Reith, J. H., R. H. Wijffels y H. Barten. 2003. *Bio-methane and bio-hydrogen : status and perspectives of biological methane and hydrogen production*. Dutch Biological Hydrogen Foundation-NOVEM.
- Richer Investment Diaper Consulting Services. 2005. *Disposable Diaper History*.
- Rose, C., A. Parker, B. Jefferson y E. Cartmell. 2015. «The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 45(17): 1827-1879.
- Saxena, R. C., D. K. Adhikari y H. B. Goyal. 2009. «Biomass-based energy fuel through biochemical routes: A review». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(1): 167-178.
- Selvi, P. y J. Amarnath. 2011. «Study on the Composition of Municipal Solid Waste in Kanchipuram Municipality». *International Journal of Applied Bioengineering* 5(1): 40-43.
- Sparling, R., D. Risbey y H. M. Poggi-Varaldo. 1997. «Hydrogen production from inhibited anaerobic composters». *International Journal of Hydrogen Energy* 22(6): 563-566.
- Stenström, T. A., R. Seidu, E. Nelson y Z. Christian. 2011. *Microbial Exposure and Health Assessments in Sanitation Technologies and Systems*. SEI, Stockholm Environment Institute.
- Sverdrup, H. U. (1978). *Among the tundra people*. San Diego: University of California.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. A. Vigil. 1996. *Gestión integral de residuos sólidos*. Madrid: McGraw Hill.
- Torrijos, M., Sousbie P., Rouez M., Lemunier M., Lessard Y., Galtier L. y J. P. Steyer. 2013. «Treatment of the biodegradable fraction of used disposable diapers by co-digestion with waste activated sludge». *Waste Management*.
- Ulrich, W. L. 1995. «Rites of Healing». *Issues in Religion and Psychotherapy* 21(1): 19-37.
- Valdez-Vázquez, I., E. Ríos-Leal, A. Carmona-Martínez, K. M. Muñoz-Páez y H. M. Poggi-Varaldo. 2006. «Improvement of biohydrogen production from solid wastes by intermittent venting and gas flushing of batch reactors headspace». *Environmental Science and Technology* 40(10): 3409-3415.
- Valdez-Vázquez, I., E. Ríos-Leal, K. M. Muñoz-Páez, A. Carmona-Martínez y H. M. Poggi-Varaldo. 2006. «Effect of inhibition treatment, type of inocula, and incubation temperature on batch H<sub>2</sub> production from organic solid waste». *Biotechnology and Bioengineering* 95(3): 342-349.

- Weisbrod, A. y G. van. Hoof. 2012. «LCA-measured environmental improvements in Pampers® diapers». *The International Journal of Life Cycle*.
- Xie, Q. y M. E. Young. 1999. *Integrated child development in rural China*.
- Yeh, Y., H. Ogai, R. Yui, H. Morita y Y. Takabayashi. 2006. «Modeling of waste disposal system for disposable diapers». In *2006 IEEE Conference on Computer Aided Control System Design, 2006 IEEE International Conference on Control Applications, 2006 IEEE International Symposium on Intelligent Control*. IEEE: 3330-3335.
- Yoon, Y.-M., S.-H. Kim, S.-Y. Oh y C.-H. Kim. 2014. «Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse». *Waste Management* 34(1): 204-209.
- Zhang, T., H. Liu y H. H. P. Fang. 2003. «Biohydrogen production from starch in wastewater under thermophilic condition». *Journal of Environmental Management* 69(2): 149-156.



## **4.2. Valoración energética de los residuos sólidos orgánicos a partir de la digestión anaerobia en la zona norte de Bolívar**

Mónica Eljaiek Urzola,<sup>1</sup> meljaieku@unicartagena.edu.co

Leydy Karina Torres Gil<sup>2</sup>

Dayana Chala Díaz<sup>3</sup>

*1. Profesora asociada, Programa de Ingeniería Civil, Universidad de Cartagena (Colombia)*

*2. Estudiante de Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad de Cartagena (Colombia)*

*3. Estudiante de doctorado en Ingeniería, Universidad de Cartagena (Colombia)*

### **INTRODUCCIÓN**

El aumento en la producción de los residuos sólidos en ciertos países generalmente se debe a la falta de políticas estatales que regulen el crecimiento acumulado y descontrolado de la población. Con el incremento en la producción de los residuos muchos de los métodos aplicados para lograr la gestión de estos elementos se vuelven ineficientes por la gran cantidad de desechos que manejan.

Algunas alternativas que se aplican actualmente para el tratamiento de los residuos se basan en el principio de digestión anaerobia; un proceso mediante el cual se descomponen los residuos sólidos gracias a la acción de microorganismos que actúan en ausencia de oxígeno: por medio de esta descomposición se genera gas metano, a partir de los residuos sólidos humanos, animales, agrícolas y la fracción orgánica de los desechos sólidos urbanos. Para emplear un tratamiento de este tipo se necesita una serie de elementos que permitan la degradación completa de grandes volúmenes de residuos, donde los productos obtenidos puedan ser utilizados como alternativa de energía.

En Europa y Estados Unidos se han venido realizando grandes avances respecto a la implementación de la digestión anaerobia para el aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos. Aplicando este proceso, adicionando algunos componentes y experimentando con nuevas técnicas, se ha logrado obtener una óptima descomposición de los residuos orgánicos, aumentando la cantidad de los subproductos obtenidos y otorgándole mayores beneficios al medio ambiente.

En muchos países el inadecuado manejo aplicado a los residuos sólidos incide directamente en aspectos como la salud, el medio ambiente, la economía de la región, etc. Esta situación no es extraña a nuestra realidad, y puede llegar a ser mucho más impactante, ya que nuestro país posee una amplia biodiversidad y una gran cantidad de reservas y recursos naturales. Todos estos atributos, a causa de la delicada situación que se vive por el tratamiento dado a los residuos sólidos, hace

que se vean afectadas esas cualidades naturales y la salud de los habitantes, lo que ocasiona grandes problemas a la población y al medio ambiente.

La valorización de los residuos sólidos y el aprovechamiento de estos mediante la digestión anaeróbica podrían ser una buena estrategia para el tratamiento de residuos sólidos en zonas rurales, debido a que el proceso ofrece grandes ventajas, como la obtención del biogás, la reducción del olor de los residuos, un requerimiento de espacio para el tratamiento menor que un vertedero, la disminución de emisión de gases de efecto de invernadero o poder llegar a ser sostenible económica y energéticamente, por ejemplo.

En el presente estudio se realiza la valorización de los residuos orgánicos de 19 municipios del departamento de Bolívar, identificando la cantidad de energía que se puede generar a partir del tratamiento de estos mediante digestión anaeróbica y analizando la factibilidad de la implementación de estos sistemas en las diversas zonas, teniendo en cuenta la cantidad de residuos orgánicos que producen anualmente y el número de viviendas a las que se les suministraría electricidad a partir del biogás.

## **METODOLOGÍA**

Para evaluar la factibilidad del uso de la tecnología se evaluó el proceso de digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos a los residuos de 19 municipios del departamento de Bolívar: Arjona, Arroyohondo, Calamar, Carmen de Bolívar, Clemencia, Córdoba Tetón, El Guamo, Mahates, María la baja, San Estanislao, San Jacinto, San Juan, Santa Catalina, Santa Rosa, Soplaviento, Túrbaco, Túrbana, Villanueva y Zambrano. Para la evaluación se investigaron propiedades de los residuos de los municipios estudiados, tales como composición física y producción anual. A partir de la composición física y la producción anual de residuos se conoció la composición química, y esta se determinó para cada uno de los 19 municipios, teniendo en cuenta la humedad de los residuos y los componentes de los residuos orgánicos: hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y azufre.

## **COMPONENTES Y PRODUCCIÓN DE LOS RESIDUOS ORGÁNICOS**

Basándose en la información recolectada sobre los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (CARDIQUE 2009) y la información de todos los municipios que se tuvieron en cuenta para el estudio, se obtuvieron datos de caracterización física y cantidad de los residuos producidos (2009-2011) de los 19 municipios estudiados.

La producción de residuos orgánicos se determinó sobre la base de la producción de residuos sólidos del año 2010. Se consideró como residuos orgánicos: la materia orgánica, los restos de alimentos, las podas y los residuos de jardín. La producción total de residuos orgánicos se obtuvo para cada uno de los municipios estudiados, teniendo en cuenta la producción de los residuos sólidos de cada uno y la composición física.

## **EVALUACIÓN DE LA FACTIBILIDAD DE LA IMPLEMENTACIÓN DEL PROCESO A LOS RESIDUOS DEL DEPARTAMENTO**

Para llevar a cabo la evaluación de la factibilidad de la implementación de sistemas de tratamiento de residuos sólidos sobre la base de digestores anaerobios fue necesario conocer la composición química de los residuos sólidos de cada municipio. Con la composición química se logró obtener una cantidad teórica de biogás producida; luego se determinó la cantidad de energía generada por el biogás producto de los residuos orgánicos de cada municipio. A partir de la cantidad de energía producida y con el aprovechamiento definido, se determinó la factibilidad de la implementación de un proceso de digestión anaerobia para cada municipio.

La composición química se determinó a partir de la composición física de los residuos sólidos en cada municipio (Tchobanoglous 1994). Tras conocer la composición química de los residuos sólidos de cada municipio, se aplicó la ecuación general de la transformación anaerobia a los residuos, con el fin de calcular teóricamente la cantidad de biogás que produciría el proceso de digestión anaerobia aplicado a los residuos de los municipios estudiados (Tchobanoglous 1994).

Para cada municipio se conoció la cantidad teórica de metano y dióxido de carbono, y luego se estableció la composición porcentual en volumen de la cantidad de cada componente.

La producción de energía por medio de una reacción de combustión se da por medio de la liberación de energía a través de calor; en ese proceso se da origen a vapores que mueven generadores de energía y logran producir electricidad. La cantidad de calor liberada varía de acuerdo con el poder calorífico del biogás, normalmente el poder calorífico del biogás en condiciones normales está alrededor de 6 kWh/m<sup>3</sup> y el del metano está alrededor de 10 a 11 kWh/m<sup>3</sup> (Federal Ministry for Economic Cooperation and Development 2010). Para la investigación desarrollada se estableció un valor de poder calorífico del metano de 10,9 kWh/m<sup>3</sup>.

La cantidad de energía producida se determinó teniendo en cuenta la cantidad de biogás total producida por año y el poder calorífico por unidad de volumen del biogás. A partir de ahí se definieron las cantidades de energía que producirían cada uno de los municipios estudiados.

Luego se establecieron valores de consumo de energía anual de un tipo de vivienda promedio, es decir, entre estrato 1, 2 y 3. De acuerdo con EPM (2013) y la Universidad Nacional de Colombia (2006), el consumo de estas se encuentra alrededor de 152 kWh/mes (1824 kWh/año). Se realizó un análisis del número de viviendas que se beneficiarían si la energía producida se suministrara mediante electricidad. El procedimiento para conocer la cantidad de viviendas beneficiadas se estableció por medio de una relación entre la cantidad de energía producida anualmente por cada municipio y el consumo anual de cada vivienda.

La factibilidad del proceso de digestión anaerobia de residuos orgánicos en cuanto a producción de energía se determinó estableciendo un número mínimo de 1.000 viviendas beneficiadas por suministro de energía. Es decir, en municipios en donde la cantidad de viviendas beneficiadas sea mayor a 1.000 se consideró factible

llevar a cabo un proceso de digestión anaerobia para la fracción orgánica de los residuos sólidos.

En cuanto a la evaluación de la factibilidad económica, se consideró factible económicamente el proceso de digestión anaerobia en aquellos municipios en los que los costes de instalación, operación, mantenimiento y generación de energía se vieron compensados con los ingresos obtenidos a través de la venta del biogás durante la vida útil del proyecto.

Para el desarrollo de la factibilidad económica, se investigaron todos los costes que genera un sistema de digestión anaerobia; también se conocieron las tarifas de venta de energía. Luego se estableció la vida útil de la planta de digestión anaerobia, con lo que se conocieron los ingresos que se lograrían obtener. La viabilidad económica se determinó para cada municipio y se realizó un análisis económico de los costes e ingresos durante la vida útil del proyecto, teniendo en cuenta algunos parámetros como la inflación anual y el aumento en la producción del biogás por efecto del aumento de la producción de los residuos sólidos. A partir del análisis económico se definió qué ventajas había económicamente en desarrollar un proyecto de digestión anaerobia para la fracción orgánica de los residuos sólidos.

## RESULTADOS. COMPOSICIÓN FÍSICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS

Se consideran residuos orgánicos los residuos de jardín, las podas, la materia orgánica y los residuos de comida. La composición de los residuos orgánicos se muestra en la figura 4.2.1.

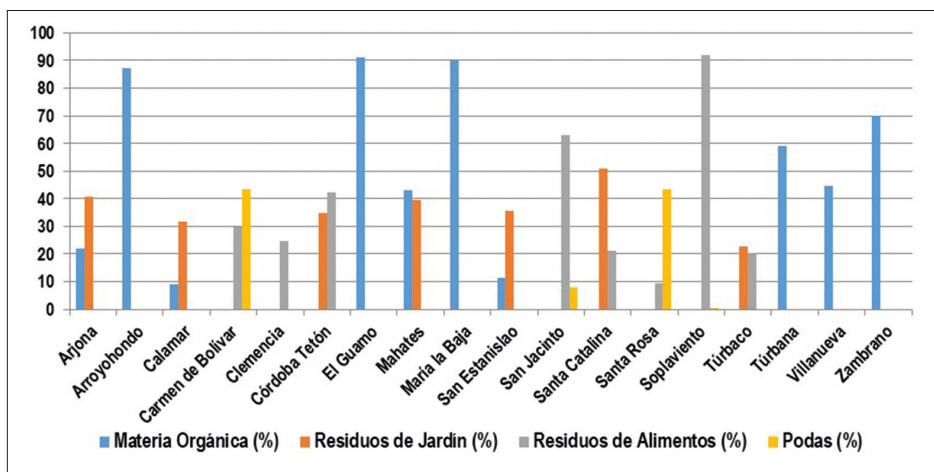


FIGURA 4.2.1. Residuos orgánicos contenidos en los residuos sólidos.  
Fuente: CARDIQUE (2009).

Se puede ver que no existe una composición predominante dentro de los municipios, más bien se notan composiciones totalmente diferentes entre cada uno de ellos. El componente de los residuos orgánicos más común por municipio es la materia orgánica, que se encuentra en 10 de los 19 municipios, seguido de los residuos de alimentos, que se encuentran en 8 de los 19 municipios; los residuos de jardín se encuentran en 6 y las podas en 4.

## CANTIDAD DE RESIDUOS ORGÁNICOS

En el cuadro 4.2.1 se muestra la cantidad de residuos orgánicos (materia orgánica, residuos de jardín, residuos de alimento y podas) producidos por municipios en 2010.

CUADRO 4.2.1. Producción total de residuos orgánicos en 2010

Municipio	Total residuos orgánicos (t/año)	Municipio	Total residuos orgánicos (t/año)
Arjona	5.659,58	San Jacinto	2.751,14
Arroyohondo	735,48	San Juan*	0
Calamar	1.477,92	Santa Catalina	1.101,65
Carmen de Bolívar	10.251,99	Santa Rosa	1.650,35
Clemencia	441,98	Soplaviento	1.168,82
Córdoba Tetón	1.323,87	Túrbaco	6.616,91
El Guamo	486,63	Túrbana	1.319,27
Mahates	3.356,86	Villanueva	1.287,74
María la Baja	9.982,22	Zambrano	1.315,28
San Estanislao	982,90		

\* Su caracterización presenta inconsistencias.

El municipio que presenta la mayor producción anual de residuos sólidos es Turbaco, con 15.266 toneladas por año. Pero aunque es el municipio que mayor cantidad de residuos sólidos produce es uno de los cinco municipios cuya generación de residuos orgánicos es menor al 50 % de los residuos sólidos producidos. Los municipios que poseen la mayor producción de residuos orgánicos son el Carmen de Bolívar, María la Baja y Túrbaco, con 10.252, 9.982 y 6.617 toneladas al año, respectivamente.

## COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS RESIDUOS GENERADOS

Se determinó la fórmula química de los residuos sólidos de cada uno de los 19 municipios que forman parte del estudio. Para su deducción se tuvo en cuenta la humedad de los residuos y los componentes de los residuos orgánicos. En el cuadro 4.2.2. se muestra la fórmula química de los 19 municipios según el peso seco y sin azufre.

CUADRO 2. Fórmula química de los residuos según el peso seco y sin azufre

Municipio	Componentes			
	Carbono	Hidrógeno	Oxígeno	Nitrógeno
Arjona	20.378	30.744	11.129	1
Arroyohondo	19.507	29.092	11.077	1
Calamar	29.129	43.228	14.212	1
Carmen de Bolívar	22.627	34.238	12.112	1
Clemencia	21.402	32.744	11.962	1
Córdoba Tetón	21.447	32.898	12.038	1
El Guamo	18.725	27.927	10.742	1
Mahates	19.950	30.629	11.545	1
María la Baja	17.594	26.322	10.443	1
San Estanislao	21.553	32.410	11.777	1
San Jacinto	23.726	37.410	14.210	1
San Juan*	404.652	609.777	196.198	1
Santa Catalina	20.929	31.591	11.648	1
Santa Rosa	20.080	30.209	11.492	1
Soplaviento	22.748	35.921	13.142	1
Túrbaco	21.736	32.760	11.793	1
Túrbana	18.133	26.907	10.027	1
Villanueva	31.805	49.562	17.384	1
Zambrano	20.841	31.547	12.790	1

## CANTIDAD DE BIOGÁS

La cantidad de biogás generada por los residuos estudiados se determinó a partir de la reacción general de la transformación anaerobia, teniendo en cuenta la composición química de los residuos. Adicionalmente, a la hora de hallar la producción de biogás se fijaron valores de pesos unitarios de metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), de 0,718  $\text{kg/m}^3$  y 1,918  $\text{kg/m}^3$  respectivamente (Tchobanoglous 1944).

En la figura 4.2.2 se muestra la cantidad de biogás producida por cada municipio con base en 100 kg de residuos, donde se observa que los municipios que producen la mayor cantidad de biogás con base en 100 kg de residuos sólidos son: El Carmen de Bolívar, con 29,4 m<sup>3</sup> de biogás, de los cuales 15,85 m<sup>3</sup> son metano y 13,55 m<sup>3</sup> dióxido de carbono; le sigue el municipio de Túrbaco con 29,25 m<sup>3</sup> de biogás, de los cuales 15,68 m<sup>3</sup> son metano y 13,57 m<sup>3</sup> son dióxido de carbono.

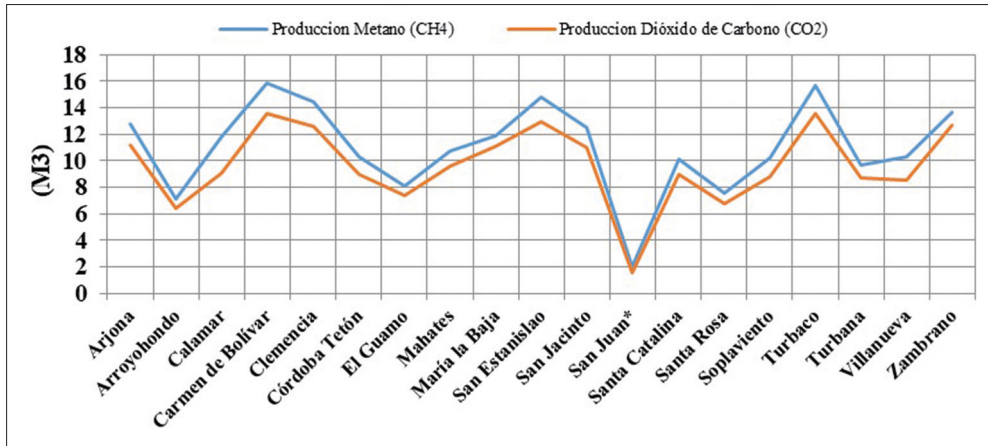


FIGURA 4.2.2. Producción de metano y dióxido de carbono con base en 100 kg de residuos.  
\* Su caracterización presenta inconsistencias.

De acuerdo con la composición química con base en el peso seco y sin azufre de los residuos, se estableció la cantidad de metano que produce cada municipio. En la figura anterior se muestra la tendencia de la producción de dióxido de carbono y metano; se nota un pico descendente en el municipio de San Juan Nepomuceno, debido a la inconsistencia que presenta la composición física de los residuos de ese municipio.

Los municipios que generan la menor cantidad de biogás con base en 100 kg de residuos sólidos son: Arroyohondo, con 13,46 m<sup>3</sup>, de los cuales 7,08 m<sup>3</sup> son metano y 6,38 m<sup>3</sup> dióxido de carbono; le sigue el municipio de Santa Rosa, con 14,32 m<sup>3</sup>, de los cuales 7,54 m<sup>3</sup> son metano y 6,78 m<sup>3</sup> son dióxido de carbono.

El biogás producido por todos los municipios está conformado en un 53,2 % por metano (CH<sub>4</sub>) y en un 46,8 % por dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

## PRODUCCIÓN TOTAL DE BIOGÁS

La obtención de biogás anteriormente mostrada corresponde a la producción con base en 100 kg de residuos; posteriormente se determinó con base en la producción total de residuos orgánicos la cantidad de metano y dióxido de carbono generado (figura 4.2.3).

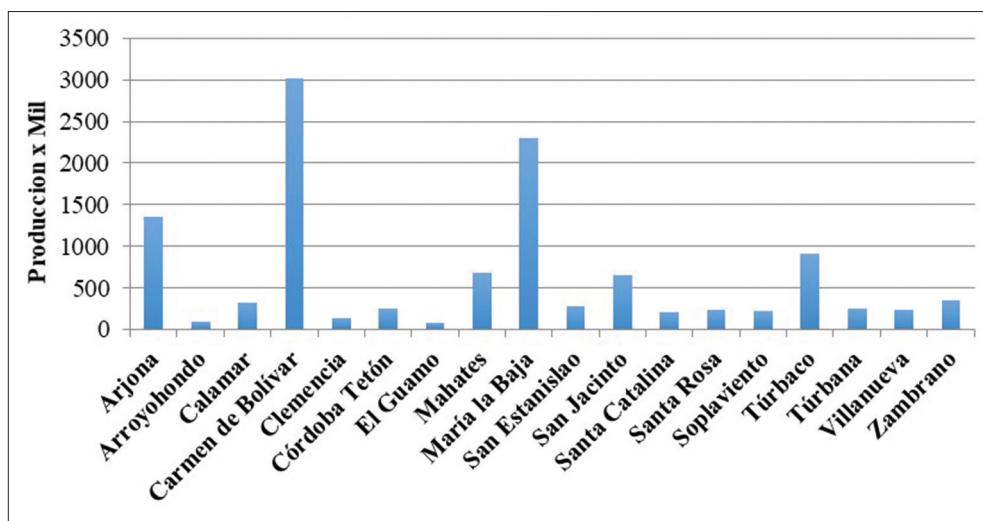


FIGURA 4.2.3. Producción total de biogás anual (m³).

La figura 4.2.3 muestra la producción de biogás con base en el total de los residuos orgánicos producidos. El municipio que presenta la mayor producción de biogás es El Carmen de Bolívar, con 3.014.082,12 Nm<sup>3</sup>, seguido de María la Baja, con 2.297.907,04 Nm<sup>3</sup>. Por otro lado, los municipios con menos producción de biogás serían: El Guamo, con 75.489,36 Nm<sup>3</sup>, y el municipio de Arroyohondo, con 98.995,61 Nm<sup>3</sup>.

Los tres municipios con mayor producción de biogás constituyen el 58 % de la producción total de biogás. El Carmen de Bolívar, María la Baja y Arjona alcanzan una producción de biogás de 6.666.890,2 Nm<sup>3</sup>.

El municipio de El Carmen de Bolívar produce cuarenta veces mayor cantidad de biogás que el municipio de El Guamo, y treinta veces más que el municipio de Arroyohondo. La producción de biogás total para todos los municipios del departamento es de: 11.164.303,87 Nm<sup>3</sup> (normal metros cúbicos).

## EVALUACIÓN DE SUBPRODUCTOS OBTENIDOS

Esta evaluación contempla el uso del biogás para la generación de electricidad. Adicionalmente, se estimó la cantidad de viviendas que se llegarían a beneficiar; además se realizó un análisis de costes del sistema utilizado para verificar la viabilidad.

Para el cálculo de la energía producida se estableció un valor de poder calorífico del metano de 10,9 kWh/m<sup>3</sup>.

Si se implementara un sistema de digestión anaerobia a gran escala en los municipios que forman parte del estudio, se obtendría una cantidad de energía anual de



72.898.556,44 kWh. En la figura 4.2.4 se muestra la producción de energía de los 19 municipios estudiados, de acuerdo con la cantidad de residuos orgánicos generados.

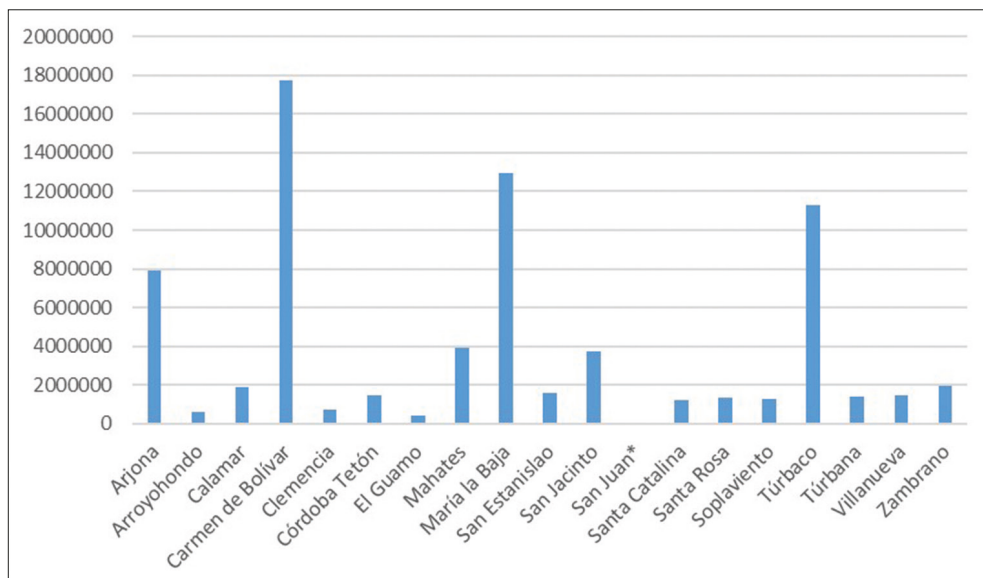


FIGURA 4.2.4. Producción de energía (kWh).

Los municipios estudiados producirían 72.898.556,44 kWh de energía anual, entre los que el que más energía generaría sería El Carmen de Bolívar, con una producción de energía de 17.715.678,98 kWh al año, seguido de María la Baja, con 12.972.514,88 kWh. Mientras que el municipio que menos energía produce es El Guamo, con 430.950,31 kWh al año.

## UTILIZACIÓN DE LA ENERGÍA PRODUCIDA

La cantidad de viviendas de los municipios que forman parte del estudio es de aproximadamente 94.681 (excluyendo San Juan Nepomuceno). Con el aprovechamiento dado a los residuos se podrían ver beneficiadas cerca del 42,2 % de las viviendas que constituyen la investigación.

En la figura 4.2.5 se muestra la cantidad de viviendas por municipio a las que se lograría suministrar energía. El municipio que presentaría mayor cobertura sería María la Baja, con un 72,5 %; es decir, implementando un proyecto de digestión anaerobia para ese municipio se lograrían beneficiar el 72,5 % de las viviendas del municipio. Aunque en el municipio de El Carmen de Bolívar es donde más viviendas llegarían a beneficiarse, con 9.712, alcanzaría una cobertura del 68 %. Le sigue el municipio de Zambrano, con 1.075,5 viviendas, correspondiente a un porcentaje de cobertura del 48,4 %.

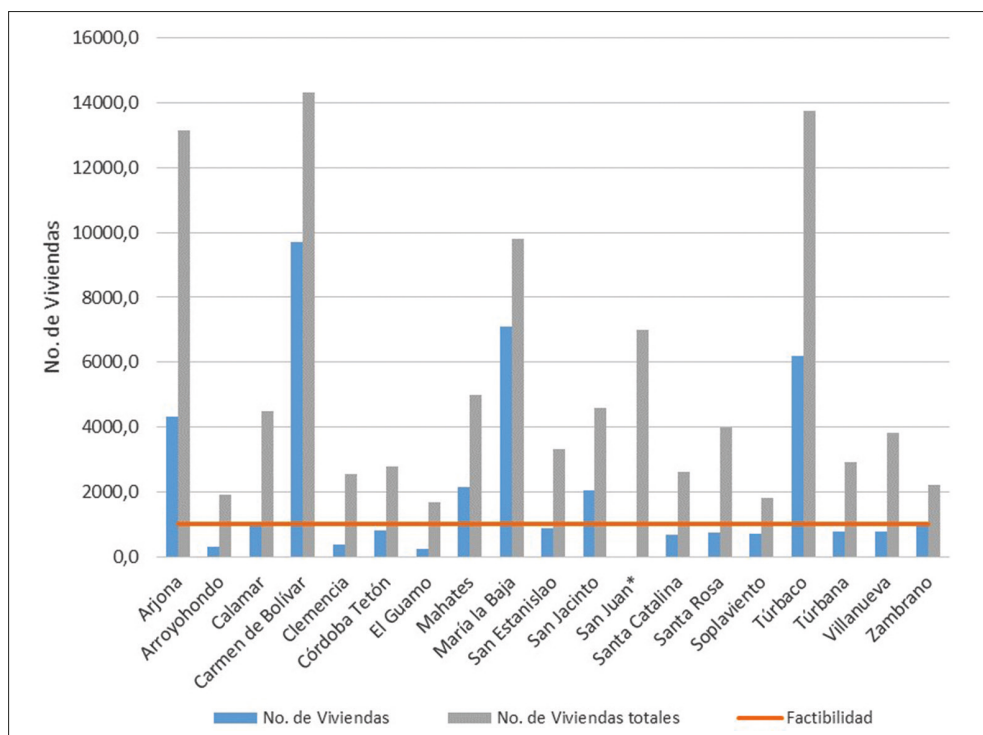


FIGURA 4.2.5. Viviendas beneficiadas por energía producida

Existen ocho municipios para los cuales se consideraría factible energéticamente el proceso de digestión anaerobia de los residuos orgánicos, es decir, que alcanzaría a beneficiar a más de 1.000 viviendas por medio del aprovechamiento del biogás, estos son: Arjona, Carmen de Bolívar, Mahates, María la Baja, San Estanislao, San Jacinto, Túbaco y Zambrano. Para los ocho municipios considerados factibles energéticamente, la producción de energía anual es superior a 1.500.000 kWh con excepción de San Estanislao.

Más allá de los efectos ambientales y sociales que tendría la ejecución de un proyecto mediante digestores anaerobios, también es importante revisar la viabilidad económica de este tipo de sistemas, teniendo en cuenta que se podrían comparar los costes de inversión y operación con los ingresos a partir de la energía producida.

## CONCLUSIONES

Desarrollar un proyecto de digestión anaerobia sería factible económica y energéticamente para 8 de los 19 municipios, es decir, aproximadamente un 42 % de la muestra estudiada. Estos son: Arjona, Carmen de Bolívar, Mahates, María la Baja, San Estanislao, San Jacinto, Túbaco y Zambrano.

La energía producida mediante un sistema de digestión anaerobia para la fracción orgánica de los residuos sólidos para todos los municipios objeto del estudio podría llegar a beneficiar a 39.966 viviendas. El municipio al que más viviendas beneficiaría sería El Carmen de Bolívar, con 9.712, mientras que María la Baja poseería la mayor cobertura, con un 72,5 % (7.112 viviendas) de las viviendas del municipio.

Se pueden considerar factibles los municipios que poseen las siguientes características: una producción de residuos orgánicos mayor a 1.250 toneladas al año; una producción de residuos orgánicos 40 % mayor que de residuos sólidos; una población del municipio mayor a 11.000 habitantes, y una producción de metano con base en 100 kg de residuos sólidos mayor a 10,2 m<sup>3</sup>.

Los municipios que más energía producirían serían: El Carmen de Bolívar (17.715,68 GWh), María la Baja (12.972,5 GWh), Túrbaco (11.311 GWh) y Arjona (7.891 GWh). Por otro lado, los que menos energía producirían serían: El Guamo (430 GWh), Arroyohondo (567,7 GWh) y Clemencia (694,7 GWh).

La utilización de este procedimiento, en comparación con los sistemas tradicionales de tratamiento de residuos, generaría gran cantidad de beneficios y evitaría la emisión incontrolada de cantidades considerables de gases de efecto invernadero (GEI): metano y dióxido de carbono. El metano es un compuesto que posee un potencial de calentamiento veintitrés veces mayor al del dióxido de carbono. Por otro lado, un sistema de digestión anaerobia produce energía renovable que se podría llegar a convertir en una fuente económica para algunas poblaciones.

## BIBLIOGRAFÍA

- CARDIQUE. 2009. *Diagnóstico Técnico y Operativo de los Municipios en Jurisdicción de Cardique en el Manejo y Disposición Final de los Residuos Sólidos*. Cartagena: CARDIQUE.
- EPM. 2013. *Empresas Públicas de Medellín*. Recuperado de: [http://www.epm.com.co/site/clientes\\_usuarios/Clientesyusuarios/Empresas/Energ%C3%ADa/Grandesempresas/Tipsparaelusointeligente.aspx](http://www.epm.com.co/site/clientes_usuarios/Clientesyusuarios/Empresas/Energ%C3%ADa/Grandesempresas/Tipsparaelusointeligente.aspx).
- Federal Ministry for Economic Cooperation and Development. 2010. *Guide to Biogas From Production to Use*. Germany: FNR, Abt. Öffentlichkeitsarbeit.
- Tchobanoglous, G. 1994. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Madrid: McGraw-Hill.
- Universidad Nacional de Colombia. 2006. *Determinación del Consumo Final de Energía en los Sectores Residencial Urbano y Comercial*. Bogotá: Ministerio de Minas y Energía, Unidad de Planeación Minero Energética.

### **4.3. Generación y aprovechamiento de biogás a partir de residuos sólidos urbanos y agroindustriales en la provincia de Mendoza, Argentina**

María Elisa Indiveri, [elisaindiveri@gmail.com](mailto:elisaindiveri@gmail.com)  
Irma Mercante, [imercante@fing.uncu.edu.ar](mailto:imercante@fing.uncu.edu.ar)  
Susana Llamas, [sllamas@uncu.edu.ar](mailto:sllamas@uncu.edu.ar)  
*Universidad Nacional de Cuyo (Argentina)*

#### **INTRODUCCIÓN**

El rápido desarrollo y expansión de las actividades industriales y económicas a nivel local y global ejerce una fuerte presión social para la mejora en el tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU). A medida que la población crece, aumenta fuertemente la generación de RSU asociada a un gran consumo. Otra presión que ejerce el crecimiento poblacional es la necesidad de energía. Hoy en día la mayoría de las actividades cotidianas dependen de esta para su éxito.

Una parte importante de los residuos que genera nuestra sociedad industrial son de naturaleza orgánica y, por lo tanto, susceptibles de generar energía. Los residuos de naturaleza orgánica son, por definición, de carácter renovable. Por lo tanto, existe una estrecha correlación entre el residuo orgánico, su potencial energético y la sostenibilidad. Lo que en la actualidad se conoce como combustibles fósiles hace millones de años no era más que biomasa.

Según el estudio del Sistema de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SGRSU) del área metropolitana de Mendoza, los datos de composición de los RSU expresados en porcentaje en peso arrojaron valores del 11,59 % para los residuos de poda y jardinería, y un 50,19 % de desechos alimenticios. En los datos expuestos se puede apreciar la importancia relativa de la fracción orgánica en los residuos. Por lo expresado, la digestión anaeróbica se vuelve interesante para su tratamiento, obteniendo al final del proceso de conversión energía renovable y biofertilizantes. De este modo se reduce su disposición final en vertederos, muchos de los cuales no están controlados y pueden provocar contaminación ambiental.

Por otro lado, los residuos orgánicos al descomponerse en ambientes anaerobios, producen metano. El metano, al liberarse a la atmósfera, genera un fuerte impacto asociado al cambio climático, ya que este gas produce alrededor de veintiuna veces más daño que el dióxido de carbono en lo que al efecto invernadero se refiere.

Desde otro punto de vista, también es importante considerar la materia orgánica como fuente de nutrientes que con anterioridad fueron removidos del suelo, y que

deberían volver a este para cerrar el propio círculo de una producción sustentable. Esto vuelve interesante la obtención de biofertilizantes.

## **BIOMASA**

Con excepción de los materiales biológicos contenidos en formaciones fósiles, la biomasa es todo material de origen biológico, como los cultivos energéticos, los residuos agrícolas y forestales, el estiércol o la biomasa microbiana.

Según la Real Academia Española, existen dos acepciones para la palabra *biomasa*:

1. f. *Biol.* Materia total de los seres que viven en un lugar determinado, expresada en peso por unidad de área o de volumen.
2. f. *Biol.* Materia orgánica originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado, utilizable como fuente de energía.

### **Origen de la energía de la biomasa**

Una parte de la energía que llega a la Tierra procedente del Sol es absorbida por las plantas, a través de la fotosíntesis, y luego es convertida en materia orgánica, con un mayor contenido energético que las sustancias minerales. De este modo, cada año se producen  $2 \times 10^{11}$  toneladas de materia orgánica seca, con un contenido de energía equivalente a 68.000 millones de TEP (toneladas equivalentes de petróleo), que supone aproximadamente cinco veces la demanda energética mundial. A pesar de ello, su enorme dispersión hace que solo se aproveche una mínima parte.

Entre las formas de biomasa más destacables por su potencial de aprovechamiento energético cabe señalar los combustibles energéticos (caña de azúcar, remolacha, etc.) y los residuos (agrícolas, forestales, ganaderos, urbanos, lodos de depuradora y plantas de tratamiento).

### **La biomasa y sus formas**

Se distinguen varios tipos de biomasa según la procedencia de los materiales empleados, como la biomasa vegetal, relacionada con las plantas en general (troncos, ramas, tallos, frutos, restos y residuos vegetales), y la biomasa animal, obtenida a partir de sustancias de origen animal (grasas, restos, excrementos). Otra manera de clasificar los tipos de biomasa tiene en cuenta el material empleado como fuente de energía. En este caso se presentan dos tipos:

- Natural: es aquella que abarca los bosques, árboles, matorrales y plantas de cultivo, entre otras. Por ejemplo, en las explotaciones forestales se produce

una serie de residuos o subproductos con un alto poder energético, que no sirven para la fabricación de muebles ni papel, tales como las hojas y ramas pequeñas, que se pueden aprovechar como fuente energética.

- Residual: es aquella que corresponde a los residuos de paja, serrín, estiércol, residuos de mataderos y basuras urbanas. El aprovechamiento energético de la biomasa residual supone, por ejemplo, la obtención de energía a partir de los residuos de madera y los residuos agrícolas (paja, cáscaras, huesos u otros), las basuras urbanas, los residuos ganaderos, como purines o estiércoles, y los lodos de depuradora. Los residuos agrícolas también pueden aprovecharse energéticamente.

Existen plantas de aprovechamiento energético de la paja residual de los campos que no se utiliza para forraje de los animales. Según la proporción de agua presente en el material que forma la biomasa, también se la puede clasificar en biomasa seca y húmeda.

- Biomasa seca: madera, leña, residuos forestales, restos de las industrias madereras y del mueble.
- Biomasa húmeda: residuos de la fabricación de aceites, lodos de depuradora, purines.

La clase de biomasa tiene mucha importancia respecto del tipo de aprovechamiento y los procesos de transformación a los que puede ser sometida para obtener la energía pretendida.

## **Bioenergía**

La bioenergía o energía de biomasa es un tipo de energía renovable procedente del aprovechamiento de la materia orgánica natural e industrial formada en algún proceso biológico o mecánico. Generalmente se obtiene de los residuos materiales que constituyen los seres vivos (plantas, personas y animales, entre otros), o de sus restos y residuos.

La bioenergía es la energía renovable más ampliamente utilizada en todo el mundo y se puede definir como «la energía contenida en vida u organismos biológicos recientemente vivientes» (quedan excluidos de esta manera los combustibles fósiles). Se pueden diferenciar tres tipos diferentes de bioenergía:

- Los biocombustibles, como el etanol y el biodiésel, combustibles elaborados a partir de cultivos como el maíz y el aceite de palma, respectivamente.
- El biogás, que se produce con los productos de desecho, como las aguas residuales y el estiércol.
- La biomasa sólida, como la madera, que se ha utilizado desde la antigüedad para cocinar y calentar, y más recientemente para generar electricidad.

## **Digestión anaeróbica**

La descomposición anaerobia (en ausencia total de oxígeno o nitratos) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una alta proporción en metano ( $\text{CH}_4$  en concentración superior al 60 % en el gas), con un poder calorífico de 5.500 Kcal/m<sup>3</sup> y designado usualmente como biogás. Todo proceso de digestión anaerobia se ve acompañado de una depuración de la carga orgánica mediante la producción de este gas (Castellls 2005).

Un biodigestor es una instalación, recipiente, reactor o contenedor que en anaerobiosis puede degradar la materia orgánica contenida en él mediante la intervención de bacterias anaeróbicas. Esta instalación se vuelve de gran valor a la hora de tratar residuos orgánicos, ya que mediante la digestión anaeróbica se obtienen cantidades importantes de biogás y bioabono.

Este gas, una vez tratado, puede reemplazar al gas natural, por lo que se pueden adaptar distintos sistemas como cocinas, calentadores, estufas y pantallas para que operen mediante la combustión del biogás. También se puede utilizar para producir energía eléctrica mediante turbinas o motores de explosión o para plantas generadoras de energía eléctrica alimentadas a gas, en hornos, secadores, calderas, motores u otros sistemas de combustión debidamente adaptados para tal efecto.

### ***Etapas de la digestión anaeróbica***

La digestión anaeróbica es una fermentación en la que la materia orgánica presente es descompuesta en ausencia de oxígeno para producir biogás y bioabono. Para que esta digestión tenga lugar deben desarrollarse bacterias anaerobias y sobre todo bacterias metanogénicas que producen biogás.

Estas bacterias se pueden encontrar en líquidos ruminales (contenido del estómago de vacas, ovejas, cabras), en estiércol de cerdos y rumiantes, en pantanos o en lodos generados en el tratamiento de efluentes y de otros biodigestores.

La digestión anaeróbica se da en tres etapas, una etapa inicial de hidrólisis, seguida de una fase de acidogénesis y, por último, de otra de metanogénesis. Estas etapas son llevadas a cabo por diferentes bacterias que forman un consorcio, entre ellas las metanogénicas:

- Hidrólisis y transformación de la materia orgánica en moléculas de peso molecular más bajo.
- Acidogénesis, donde ocurre la degradación de las moléculas orgánicas pequeñas hacia ácidos grasos volátiles.
- Metanogénesis, con producción de metano a partir de los ácidos orgánicos volátiles.

## Biogás

El biogás puede ser capturado, quemado y, así, transformar cada molécula de metano en una de  $\text{CO}_2$  y dos moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$ , reduciendo la potencialidad de contribuir al efecto invernadero que posee y aprovechando la energía contenida en aquel. En la siguiente tabla se presenta la composición aproximada del biogás.

TABLA 4.3.1. Composición porcentual aproximada del biogás

Componente	Porcentaje
Metano ( $\text{CH}_4$ )	55 a 70 %
Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )	27 a 45 %
Ácido sulfhídrico ( $\text{SH}_2$ )	menor a 1 %
Nitrógeno ( $\text{N}_2$ )	0,5 a 3 %
Hidrógeno ( $\text{H}_2$ )	1 a 3 %

Fuente: *El camino de la biodigestión* (Groppeli & Giampaoli, 2007).

## Bioabono

El bioabono, también llamado biosol, biol o digestato, es el barro que queda en la descarga del digestor. Se trata del residuo degradado y estabilizado, por lo que se puede aplicar en dosis importantes a las plantas sin mayores riesgos. El bioabono aplicado al suelo presenta las siguientes ventajas:

- Mejora la estructura del suelo, dejándolo más aireado, trabajable y facilitando la penetración de raíces.
- Mejora la retención de humedad en el suelo.
- Favorece el desarrollo microbiano y las bacterias se multiplican dando vida al suelo.
- Como biofertilizante está prácticamente estabilizado, pues ya sufrió fermentación y no posee las desventajas del estiércol. Esto significa que el biofertilizante no continuará su proceso de fermentación, por lo que no quemará raíces o semillas.
- Al estar en forma líquida es de fácil aplicación.
- No supone problemas de malezas, ya que las semillas se descomponen en el digestor.



## **DISEÑO DE BIODIGESTORES**

Durante la realización de las experiencias tanto de extensión como de laboratorio el equipo de investigación del Centro de Estudio de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS) se dedicó al estudio y diseño de biodigestores. En el periodo comprendido entre 2008 y 2012 se diseñaron y construyeron diversos modelos a escala laboratorio y piloto. Como resultado de estas actividades se logró un exitoso ajuste de los parámetros que permiten el diseño, el dimensionamiento y la construcción de biodigestores a escala piloto.

### **Principales elementos que componen un biodigestor**

Un biodigestor puede ser construido con diversos materiales: plástico, acero, mampostería, fibra de vidrio, lonas, polietileno, etc. Los principales elementos que lo componen son: cámara de carga, cámara de digestión, cámara de descarga y gasómetro (figura 4.3.1). En el diseño, cálculo y construcción de cada elemento es necesario definir los parámetros de diseño:

- Cámara de carga: receptáculo abierto por donde ingresan los residuos al biodigestor. El volumen de carga se define de acuerdo con la cantidad de residuos con que se va a alimentar el sistema.
- Cámara de descarga: lugar donde se recibe el material digerido en el equipo. Debido al principio de vasos comunicantes el volumen de bioabono (volumen de descarga) que desaloja el biodigestor debe ser igual al volumen de carga cuando el digestor opera completamente lleno.
- Cámara de digestión: cuerpo principal del biodigestor. El volumen total de la cámara de digestión define la velocidad de carga volumétrica y el tiempo de retención hidráulico.
- Gasómetro: recipiente donde se acumula el gas generado. La capacidad total del gasómetro representa el volumen total de gas acumulable.

Las tecnologías de plantas para la producción de biogás tienen un espectro muy amplio. Las posibilidades de combinaciones de los componentes son casi ilimitadas.

El diseño de biodigestores en instalaciones de características convencionales se puede definir en función de una serie de parámetros: la forma de alimentación, la humedad del sustrato, la temperatura de operación, la separación de las fases, el volumen de gas generado, la forma y las partes constitutivas. A continuación se detallan algunos tipos.

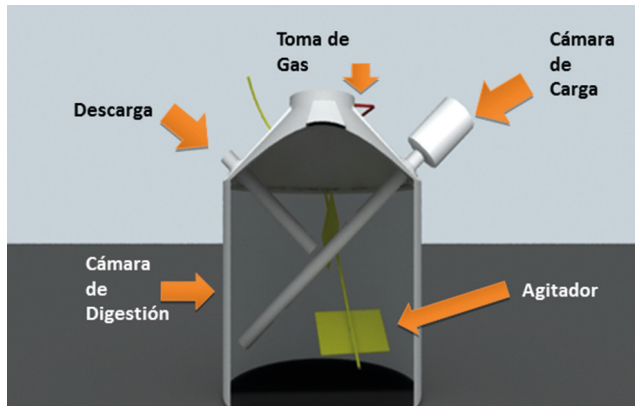


FIGURA 4.3.1. Vista en corte de un biodigestor.  
*Fuente:* Elaboración propia. Diseño de Pedro Peña y Lillo (2010).

## Clasificación de biodigestores

Según la forma de carga, los biodigestores se clasifican en:

- Continuos: en estos sistemas el biodigestor se carga de forma periódica.
- Estacionarios: este tipo de biodigestor se carga una sola vez, se cierra herméticamente y se descarga una vez terminado el proceso de fermentación.

Según la humedad de sustrato existen biodigestores para tratar residuos con mayor o menor cantidad de agua. Se diferencian dos sistemas:

- Vía húmeda: se aplica cuando el porcentaje de humedad en la materia prima varía entre el 80 y el 85 %, pudiendo ser corregido adicionando agua. La manipulación de la alimentación y la salida es más sencilla que mediante la vía seca.
- Vía seca: se utiliza cuando el porcentaje de humedad en la alimentación no supera el 60 %. En general es más costoso debido a que requiere tratamientos de trituración y secado, previo a la digestión. Presenta también la ventaja de que el efluente contiene bajo contenido de agua, lo que lo hace de fácil manipulación y no requiere tratamientos de secado posterior.

La formación de metano se produce en la naturaleza a diferentes temperaturas. Según la temperatura de operación del biodigestor, estos se pueden clasificar en tres rangos:

- Temperatura psicrófila (10-25 °C)
- Temperatura mesófila (25-40 °C)
- Temperatura termófila (40-70 °C)

La actividad enzimática de las bacterias depende fundamentalmente de la temperatura. La elección de una temperatura de trabajo está directamente relacionada con el volumen de gas que se va a producir, el grado de fermentación y el tiempo de permanencia del residuo; a mayor temperatura se obtiene mayor producción de biogás en menos tiempo. Montalvo y Guerrero (2003) indican que en condiciones mesofílicas las temperaturas óptimas van de 30 a 37 °C y de 50 a 55 °C para condiciones termofílicas.

Otra forma de realizar el proceso de digestión anaeróbica es por separación de fases: el proceso completo puede realizarse en un solo reactor o en reactores distintos, separando las etapas de hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis en dos o más reactores.

Por último, se mencionan los biodigestores por modelo de flujo, según el cual, y dada la disponibilidad de espacio, materiales y sustrato, el biodigestor puede ser de mezcla completa (tipo tanque con agitador) o flujo pistón (tipo desplazamiento horizontal).

La elección del tipo de digestor dependerá de las características y cantidad del residuo, características climáticas, espacio disponible, acceso al agua, presupuesto y facilidad de utilización del efluente, entre otros factores.

## **Tipos de biodigestores según construcción**

### ***Digestor tipo hindú***

El biodigestor hindú fue denominado así porque este diseño de cámara de digestión con acumulador de gas móvil integrado fue desarrollado en la India. Estos digestores trabajan a temperatura ambiente. Para ello se encuentran enterrados; de este modo mantienen la temperatura lo más constante posible.

### ***Digestor tipo chino***

El biodigestor chino fue desarrollado para resolver problemas sanitarios que se produjeron en las áreas rurales. Los chinos se deshicieron de las heces humanas en el área rural y al mismo tiempo obtuvieron abono orgánico. No se utilizaba para aprovechar el gas. Este biodigestor está formado por una cámara única que puede estar construida en mampostería o puede ser también un tanque metálico. Se adapta para la captación del gas, conectándolo a un gasómetro externo que permite mantener una presión de trabajo constante.

Existe una enorme variedad de tanques de plástico tipo cisterna en el mercado que pueden ser adaptados para la construcción de un digestor y algunos ya fabricados para este propósito, aunque carecen de toma de gas.

## ***Digestores de desplazamiento horizontal***

Dentro de este tipo de digestores se pueden distinguir las siguientes variantes:

- De polietileno de alto espesor o bolsas silo: son de forma tubular horizontal, en los extremos se encuentran las cámaras de carga y descarga. Son muy útiles para el tratamiento de residuos que requieren tiempos prolongados de permanencia. Se fabrican con bolsas de polietileno, o con silos de bolsa. Generalmente se realiza una zanja en la que se coloca el biodigestor para resguardarlo de las bajas temperaturas.
- Digestores de mampostería: este tipo de digestor es más costoso que el anterior; los horizontales constan de tabiques intermedios, a los cuales las bacterias se adhieren, brindando así mayor superficie de contacto entre estas y el sustrato. Algunos biodigestores cilíndricos se construyen de hormigón armado para facilitar su calefacción y soportar potentes mezcladores. La operación y el mantenimiento son complejos y requieren de mucha experiencia.
- Digestores de laguna: se trata de una laguna anaeróbica, donde, para lograr la hermeticidad del sistema, se impermeabiliza el suelo con una geomembrana, polietileno, geotextil o materiales similares, y a la vez se realiza una cúpula del mismo material donde se acumula el biogás. Exige una disponibilidad de espacio grande, en comparación con el resto de los digestores presentados; su construcción es muy sencilla y de fácil manejo, y su relación coste-beneficio es alta.

## **MARCO LEGAL DE LA ENERGÍA RENOVABLE EN ARGENTINA**

En 2006 se decreta la reglamentación de la Ley 26.190, referida al Régimen de Fomento Nacional para el uso de fuentes renovables de energía destinada a la producción de energía eléctrica. Esta ley propende a diversificar la matriz energética nacional, favoreciendo el uso de fuentes de energía renovables y contribuyendo a la mitigación del cambio climático. Establece como meta para 2016 que el 8 % del consumo de electricidad nacional sea abastecido mediante energías renovables, incluyendo todas las fuentes alternativas y solo limitando las hidroeléctricas hasta 30 MW, así como excluyendo la utilización de biocombustible como carburante para generadores eléctricos de alta potencia.

Dicha ley

declara de interés nacional la generación de energía eléctrica con base en fuentes renovables con destino a la prestación del servicio público y la investigación para el desarrollo tecnológico y fabricación de equipos con esa finalidad, estableciendo una meta a alcanzar del 8 % en la participación de las fuentes de energía renovables en el consumo eléctrico nacional en un plazo de diez años, habiéndose definido un conjunto de beneficios impositivos aplicables a las nuevas inversiones en emprendimientos de

producción de energía eléctrica, así como el precio a pagar por cada kilovatio hora efectivamente generado por las diferentes fuentes ofertadas que vuelquen su energía en el Mercado Eléctrico Mayorista (MEM) o estén destinadas a la prestación de servicio público (Secretaría de Energía de la Nación, 2011).

La normativa argentina, por medio de la mencionada ley y su Decreto Reglamentario, establece beneficios económicos (sobrepuestos) y beneficios impositivos. La Secretaría de Energía habilita la realización de contratos de abastecimiento de hasta quince años y fija las tarifas según un análisis de coste marginal. De los programas de incentivo destacan el GENREN, la Licitación de Energía Argentina S.A. (ENARSA) (que permitió la adjudicación de proyectos por 895 MW renovables) y PRO-BIOMASA, que promueve la producción de energía a partir de biomasa con el objetivo de incorporar 200 MW eléctricos y 200 MW térmicos en el país para 2015.

## **NUEVA LEY DE ENERGÍA RENOVABLE**

Un año antes del vencimiento del plazo definido por la ley de energías renovables el sector afirma que no hay forma de cumplirlo. Según esa norma, para 2016 el 8 % de la energía eléctrica de Argentina debería provenir de fuentes renovables. Según un estudio de la consultora KPMG, hasta hoy solo se ha alcanzado el 2 %. Los distintos actores del sector afirman que el principal obstáculo para cumplir con los plazos que fija la Ley 26.190 es la falta de financiamiento.

La nueva ley de energías renovables propicia alcanzar un 20 % de la matriz energética en 2025. Propone lograr que en 2017 un 8 % de la energía eléctrica de la matriz nacional sea aportada por fuentes renovables, y alcanzar el 20 % en 2025. Estipula una serie de medidas para incentivar proyectos que desarrollen el uso de fuentes renovables de energía, entre ellos, beneficios fiscales y acceso a créditos tanto del sector público como privado, brindando garantías que faciliten la inversión y el crecimiento de este sector.

Figura la conformación de un fondo fiduciario (FODER) para respaldar el financiamiento de proyectos de inversión, para el que se destinaría el 50 % del ahorro en combustibles líquidos generado por la sustitución con energías renovables y cargos específicos a la demanda. Obliga a quienes consuman 300 KW o más a abastecer sus consumos eléctricos con generación que utilice fuentes de energía renovable (1 % a partir de la entrada en vigencia de la ley, incrementándolo en un 1 % cada seis meses hasta alcanzar el 8 %). Además, amplía la definición de fuentes de energías renovables al biodiésel y a los residuos sólidos urbanos. La ley fue aprobada el 23 de setiembre de 2015. Deberá ser reglamentada para entrar en vigencia y además propone, para acumular fondos para el FODER, una reposición de capital e intereses de la financiación otorgada, así como el aporte de dividendos o utilidades percibidas por titularidad de acciones o participaciones en proyectos o ingresos por sus ventas. La medida apunta a que se contraten volúmenes de energía directamente en el mercado,

ya sea con generadores de energías renovables independientes, a través de comercializadores, o por medio de la ejecución de proyectos propios.

Propicia también un mecanismo de promoción fiscal que incluye la amortización acelerada del impuesto a las ganancias, a lo que se suma la devolución anticipada del impuesto al valor agregado (IVA), la exención del impuesto a la ganancia mínima presunta, el certificado fiscal por el 20 % del componente nacional, siempre que se integre un mínimo del 30 %, y la exención del impuesto sobre la distribución de dividendos (10 %) ante la reinversión de utilidades.

La nueva ley incluye, además, la exención de los derechos de importación para bienes de capital y equipos hasta 2017, la no aplicación de tributos específicos, regalías nacionales, provinciales y municipales durante el régimen de fomento, el traslado de posibles aumentos fiscales a los precios de los contratos y la priorización del acceso al financiamiento público a proyectos con mayor integración de componente nacional.

## **PROYECTOS DE BIOGÁS EN ARGENTINA**

En los siguientes párrafos se presentan tres proyectos que tienen gran relevancia en la República Argentina.

### **Biodigestor en la municipalidad de Cerrito, Entre Ríos**

Con la asistencia técnica de la Fundación PROTEGER y mediante un convenio firmado con la Universidad Nacional del Litoral (provincia de Santa Fe), se construyó un biodigestor en las instalaciones de la antigua Estación de Ferrocarril Urquiza, para generar biogás a través de los residuos orgánicos y ser utilizado en los artefactos del alojamiento municipal.

El proyecto central es instalar el mismo sistema en el predio lindero al complejo polideportivo para producir gas metano (producido por la descomposición de los residuos sólidos orgánicos introducidos) y lograr calefaccionar uno de los natatorios, de modo que puedan ser utilizados durante el invierno por los alumnos de las escuelas locales. Esta iniciativa es única y novedosa, y sus principales beneficiarios y protagonistas serán los niños, quienes además participarán especialmente en las campañas y charlas sobre el cuidado ambiental en las escuelas.

Para el funcionamiento del biodigestor la municipalidad de Cerrito ha iniciado un plan de recolección diferenciada de residuos sólidos domiciliarios. Este consiste en la separación por parte de los ciudadanos de los residuos orgánicos de los inorgánicos en cada hogar, para luego ser llevados por el servicio de recolección municipal.

## **Planta de biogás Yanquetruz**

Esta central de generación de energía eléctrica, ubicada en la provincia de San Luis, posee una potencia eléctrica de 1.500 kW. Utiliza como combustible el biogás generado a partir del efluente de cerdos de un criadero de 1.300 madres y forraje de maíz/sorgo. Es la primera planta de producción de biogás construida en Argentina con tecnología alemana, lo que implica el funcionamiento de los digestores con calefacción y agitación, durante veinticuatro horas todos los días del año, y un sistema de operación totalmente automatizado. Actualmente se están finalizando las tareas de puesta en marcha de la planta y en unos meses la central estará en condiciones de inyectar energía eléctrica a la red nacional mediante el tendido provincial para su comercialización; además podrá abastecer el criadero de cerdos de energía eléctrica y térmica.

La planta cuenta con cuatro biodigestores, dos primarios y dos secundarios. Los primarios fueron inoculados con estiércol de zona de maternidad. En ellos se carga el total de forraje, pero solo el 45 % del estiércol, y se mantiene el proceso durante setenta días. Son cilíndricos, con un volumen total de 3.800 m<sup>3</sup> y un volumen efectivo de 3.500 m<sup>3</sup>. Son de hormigón armado.

Cuentan con calefacción por serpentín de agua caliente únicamente en la base, alcanzan una temperatura de 38-40° y la agitación se lleva a cabo mediante tres agitadores.

La planta se encuentra preparada para generar energía térmica, para calefaccionar el criadero y los digestores, y eléctrica para autoabastecerse y subirla a la red. Mediante calderas acuotubulares de 250.000 kcal/h se genera la energía térmica. Para la generación eléctrica se utilizan generadores de combustión interna de 775 kW de potencia; posteriormente la energía es transformada en transformadores y capacitores antes de encontrarse en condiciones de ser subida a la red.

## **Biogás del relleno sanitario del CEAMSE**

Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) es una empresa creada por los estados de la provincia de Buenos Aires y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires para realizar la gestión integral de los RSU del área metropolitana. En la actualidad, procesa 17.000 toneladas de residuos diarios provenientes de la Ciudad de Buenos Aires y el Conurbano Bonaerense. Genera energía eléctrica para 25.000 hogares a partir del biogás de los residuos depositados en vertederos.

Posee dos centrales de generación de energía eléctrica, ambas emplazadas en el Complejo Ambiental Norte III, que utilizan como insumo para la producción el biogás generado en dos de los módulos de relleno sanitario.

Se buscó utilizar el biogás, que entre sus componentes contiene aproximadamente un 50 % de gas metano, como insumo para la producción de energía eléctrica.

Se licitaron dos centrales de energía eléctrica que se encuentran emplazadas en el Complejo Ambiental Norte III de tierras de Campo de Mayo, entre los municipios de San Martín, San Miguel y Tigre.

La Central San Miguel tiene una capacidad instalada de 11.796 MW. El equipamiento de generación de energía eléctrica está constituido por seis unidades impulsadas por motores alternativos de combustión interna alimentados con biogás proveniente del relleno sanitario (Módulo Norte IIIc), el cual es suministrado en cantidad suficiente para hacer funcionar la totalidad de los generadores y garantizar el pleno despacho de la central. Los generadores están vinculados eléctricamente a la red de 13,2 kV de la empresa distribuidora EDENOR.

La Central San Martín tiene una capacidad instalada de 7,1 MW. En este caso el equipamiento de generación de energía eléctrica está constituido por cinco unidades impulsadas por motores alternativos de combustión interna alimentados con biogás proveniente del relleno sanitario (Módulo Norte IIIc), y al igual que en el caso anterior están vinculados eléctricamente a la red de 13,2 kV de la empresa distribuidora EDENOR.

Para su operación las centrales cuentan con un sistema de succión e impulsión de biogás conformado por varios sopladores con motor eléctrico trifásico. Estos sopladores son los encargados de realizar la succión necesaria en todo el sistema de tuberías colectoras y transportar el flujo de biogás recolectado por el sistema, desde los pozos de extracción ubicados en el módulo hasta la estación de captación y pretratamiento, en la cual se le extrae el líquido residual que pudo haber sido arrastrado por el biogás.

El biogás, una vez capturado y tratado previamente, es enviado como combustible para alimentar los motogeneradores de cada una de las centrales térmicas, y el excedente de dicha alimentación, en caso de existir, se trata mediante la incineración controlada en antorchas de llama oculta, según lo establece el Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo de Kioto.

El biogás que se utiliza para la generación eléctrica es tratado de manera que garantiza los requisitos de calidad necesarios para la correcta operación y mantenimiento del sistema de generación.

## **EXPERIENCIAS DE OBTENCIÓN DE BIOGÁS A PARTIR DE RESIDUOS EN EL CEIRS**

El Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), dependiente del Instituto de Medio Ambiente (IMA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Cuyo (UNCUYO), se dedica a la enseñanza, investigación, extensión y formación de recursos humanos en el área de los residuos sólidos.

En este ámbito se busca compatibilizar la gestión de los residuos con la legislación, optimizando la eficiencia en la prevención de la generación y en el aprovechamiento integral de los residuos. Se estudian temas relativos al manejo de RSU,



industriales y de la construcción. Se trabaja en caracterizaciones de residuos y en investigación aplicada a su valorización. Se estudia la digestión anaeróbica para la generación de biogás, y para ello se llevan a cabo experiencias de laboratorio.

El laboratorio del CEIRS está equipado para realizar el pretratamiento de muestras de residuos para su análisis. Parte de este equipamiento incluye un baño termostático, biodigestores, un equipo *data logger* (instrumento diseñado y desarrollado para la medición de parámetros en tiempo real: temperatura, pH y presión de gas), balanzas, molinos de corte y de cuchillas, estufa de secado, mufla y bomba calorimétrica, entre otras herramientas.

En el área de valorización energética se realizan estudios de digestión anaeróbica, con aplicación a residuos industriales y RSU para la producción de biogás.

El primer proyecto de investigación realizado por el CEIRS relacionado con la generación de biogás se orientó a la utilización de residuos agroindustriales para su posterior digestión en un reactor discontinuo anaeróbico. Se utilizaron veinte reactores de PET de cuatro litros de capacidad. Se construyó un dispositivo de medición para cuantificar la producción de biogás. Como sustrato se utilizaron residuos de tomate de industria local y líquido ruminal como inóculo. La puesta en marcha de los reactores pudo ser controlada mediante la variación de la temperatura. Durante un periodo de 118 días no se verificó la producción de biogás. Después de reinocular con fluido ruminal, al cabo de 34 días se verificó la producción de biogás. Se obtuvieron 0,10 m<sup>3</sup> de biogás por kilogramo de sólidos volátiles, con un 50 % de contenido de metano.

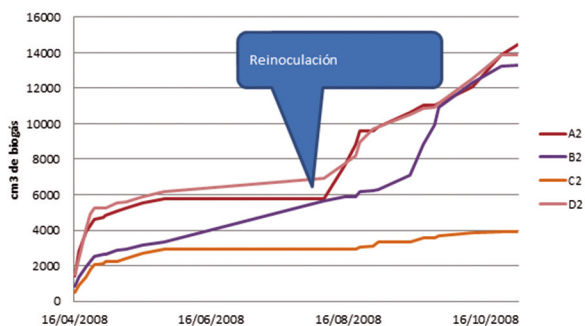


FIGURA 4.3.2. Disposición de reactores de PET en baño termostático. Producción acumulada de biogás en ensayo. Detalle de reinoculación.

*Fuente:* CEIRS (Centro de Estudio de Ingeniería de Residuos).

Entre los residuos agroindustriales se estudió también la degradación anaeróbica de orujo agotado, en términos energéticos, para la producción de biogás en condiciones mesófilas, utilizando fluido ruminal bovino como inóculo. Se buscó demostrar el potencial de esta fuente de energía renovable y su impacto en la provincia de Mendoza. Estos recursos no están valorados actualmente y a menudo son solo un residuo.

En la digestión anaeróbica de inóculo y orujo agotado como sustrato se obtuvo biogás, con una composición media de  $\text{CH}_4 = 54,5 \%$  molar;  $\text{CO}_2 = 41,8 \%$  molar;  $\text{N}_2 = 1,2 \%$  molar, sin presencia de  $\text{H}_2\text{S}$ . Al adicionar un 23 % másico de orujo al inóculo ruminal se obtuvo un incremento en el volumen de biogás del 120 %. Secundariamente mejoró la energía volumétrica, que además superó la media de control que correspondía a inóculo puro. Se concluyó que si se procesaba todo el orujo agotado de la provincia de Mendoza se podrían generar 1.683,107 kcal, una energía suficiente para abastecer anualmente a 1.508 casas mediante el biogás producido.



FIGURA 4.3.3. Reactores de acero inoxidable, provistos de manómetros en baño termostático. Presión acumulada de biogás en reactores.

*Fuente:* CEIRS (Centro de Estudio de Ingeniería de Residuos).

Con el estudio de los parámetros más relevantes que gobiernan la degradación anaeróbica se buscó poder realizar experiencias a escala piloto. Para este fin, desde el CEIRS y el Programa de Biogás del Instituto de Energía (IDE) de los Institutos Multidisciplinarios (IMD) de la UNCUYO se construyeron dos biodigestores en escuelas técnico-agrarias. Estos proyectos se basaron en la construcción de un biodigestor para el tratamiento de los residuos orgánicos y la obtención de biogás y biofertilizante en escuelas técnico-agrarias.

Mediante ambos proyectos se buscó valorizar el residuo como materia prima para la generación de energía, y capacitar a alumnos de las escuelas en energías renovables, cambio climático y gases de efecto invernadero. También se capacitó mediante talleres prácticos en temas de diseño, dimensionamiento y construcción de biodigestores, hasta lograr la construcción de equipos. Se pudieron construir dos biodigestores de 2.750 litros de capacidad, su puesta en marcha, operación, mantenimiento y capacitación, tanto de alumnos como de personal docente y no docente, para su mantenimiento y operación.

En el laboratorio también se estudió la viabilidad de la producción cuantitativa y cualitativa de biogás a partir de biomasa de microalgas en digestión anaerobia de *Chlorella sp.* y *Scenedesmus sp.*, ambas especies nativas, aisladas en Mendoza y en cultivo de interior y en exterior, sin control de la esterilización, con inyección de  $\text{CO}_2$  industrial.

Se utilizó la biomasa de microalgas frescas y secas, biomasa microalgal procedente y posterior a la extracción de lípidos. Se hizo una prueba utilizando como cosustrato glicerina obtenida a partir de la producción de biodiésel, con el fin de mejorar el rendimiento de la reacción y con el objetivo de encontrar un uso para un coproducto que hasta el momento es simplemente un desperdicio.



FIGURA 4.3.4. Biodigester construido en escuela Moses J. Chade. Acumulador de gas, cámara de carga y descarga de biodigester.

*Fuente:* CEIRS (Centro de Estudio de Ingeniería de Residuos).

Se buscó generar un ciclo cerrado en la elaboración de biocombustibles a partir de microalgas, las cuales son capaces de captar la energía primaria del sol mediante su metabolismo fotosintético, y generar así aceites para la elaboración de biodiésel. Mediante la degradación anaeróbica se obtuvieron cantidades significativas de biogás para ser utilizadas en el proceso de transesterificación.

A partir de los resultados obtenidos se observó que es factible la degradación anaeróbica de la biomasa microalgal, y que el mejor tratamiento para la generación de energía, a través del biogás, es el de algas con el aditivo de un 1 % de glicerina. También se observó que la presencia de metanol dificulta los procesos para la obtención de metano.

Actualmente se investigan residuos de mataderos mendocinos para la producción de biogás. Se busca distinguir las distintas corrientes de residuos, sus posibles tratamientos y volúmenes. Los estudios han arrojado los resultados que se presentan en la tabla 4.3.2.

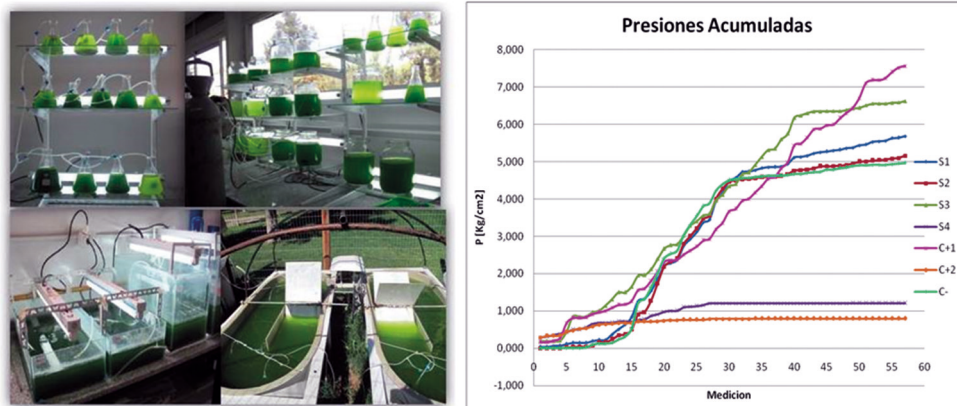


FIGURA 4.3.5. Generación de la biomasa microalgal, cultivos *in-door* y *out-door*.  
Presiones acumuladas por tratamiento.

Fuente: Laboratorios A-Oil, Universidad Nacional de Cuyo y CEIRS.

TABLA 4.3.2. Resultados obtenidos en estudios de residuos de mataderos de la provincia de Mendoza

Parámetro	Cantidad	Unidad
Peso promedio por cabeza	350	kg
Total de cabezas mensuales faenadas en Mendoza	20.479,50	cabezas
Litros mensuales de rumen	715.923,39	l
m <sup>3</sup> gas/l rumen según promedio en laboratorio	0,01216	m <sup>3</sup> /l rumen
Generación de biogás mensual según ensayos de laboratorio	8.705,63	m <sup>3</sup> /mes
Potencial energético unitario	54,89	kcal/l rumen
Potencial energético total	39.298.610	kcal/mes

El último proyecto en ejecución consiste en la generación de electricidad y su incorporación a la red mediante la valorización de los RSU. La incorporación de una nueva tecnología en el país mediante el uso de microturbinas para la generación de energía a través de la captura del biogás generado en un relleno sanitario en Mendoza. Además, como innovación, se propone potenciar la actividad biológica del relleno sanitario con el fin de aumentar la producción y el rendimiento del biogás, utilizando efluentes cloacales tratados en lagunas de tratamiento cercanas a la zona del proyecto.

Para este proyecto, la Universidad Nacional de Cuyo, organismos públicos y empresas privadas trabajan en conjunto.

Se denomina Proyecto FITR N047 Energía «Sistema Tecnológico Integrado para Generación de Energía: Estimulación de la producción de biogás en Rellenos Sanitarios con ingreso de efluentes líquidos tratados».

El proyecto también incluye el estudio de caracterización de residuos y de requerimientos energéticos en el Parque Industrial y Minero Eje Norte (PIMEN), ya que a través de la generación se dispondría del potencial para asegurar un flujo de energía para el desarrollo de este parque industrial que radica actividades no convencionales en las cercanías de un área urbana que es la cuarta en concentración metropolitana del país.

A su vez implica la formación en recursos humanos, la generación de conocimiento y la transferencia al sector privado y público.

Mediante este proyecto se presenta la posibilidad de generar energía renovable a partir de un pasivo ambiental. No existen proyectos de generación de energía renovable en la provincia que contemplen su inyección en la red eléctrica, lo que implica tanto la investigación y el desarrollo de la temática como su regulación para una posterior replicación a nivel local.

Asimismo, se busca generar las bases técnicas para el diseño de la nueva planta de tratamiento de RSU y asimilables para el consorcio metropolitano de la zona norte. En este caso, el concepto innovador es la posibilidad de inyectar efluentes del tratamiento de aguas residuales en una celda piloto diseñada por el CEIRS y construida para tal fin. Mediante el estudio de caracterización y el tratamiento de residuos se logrará profundizar en el manejo óptimo de los residuos para su rápida degradación e incremento en la generación de biogás.

El proyecto está financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, mediante un proyecto para el Fondo de Integración Tecnológica Nacional (FIT-R, Energía). Para este fin se formó un Consorcio Asociativo Público Privado (CAPP) integrado por la Empresa Mendocina de Energía S. A. (EMESA), la empresa Tecnologías y Servicios Ambientales S. A. (TYSA), la Universidad Nacional de Cuyo (UNCUYO) y la municipalidad de Las Heras.

La UNCUYO, mediante el CEIRS de la Facultad de Ingeniería, lidera el proyecto financiado en el área de I+D+i, dados sus antecedentes en investigación, extensión y desarrollo en las áreas objeto del proyecto. Aporta los profesionales investigadores y desarrolladores, técnicos, profesores y becarios para el diseño de la celada experimental, el diseño de protocolos, la elaboración de métodos y estudios energéticos en biogás, de caracterización y disposición de residuos, optimización en la generación de energía, así como estudios de emisiones de gases y proyecciones en cuanto a la generación de energía.

Según la Secretaría de Ambiente de la Provincia se generan en Mendoza un promedio de 1.800 toneladas por día de residuos, de las cuales 1.300 corresponden al área metropolitana. En la actualidad, el 65 % de los residuos del área metropolitana van a parar a la planta El Borbollón.

Esta actual infraestructura incorpora la recepción de la casi totalidad de los residuos sólidos urbanos de la zona norte de la provincia y posee un sistema de desgasificación por extracción forzada de biogás, en una parte de los módulos clausurados, que permite transformar el metano en dióxido de carbono, bajando considerablemente las emisiones de efecto invernadero. Este sistema, si bien es óptimo para los

efectos de control ambiental, al no llegar a su desarrollo completo por falta de escala, calidad del biogás y recursos económicos, no permite el aprovechamiento integral.

La provincia de Mendoza no cuenta con condiciones naturales (físico-químicas y biológicas) que posibiliten la generación de energía eléctrica en la zona a partir del biogás generado, debido a sus características geográficas y climáticas. Del mismo modo, con el desarrollo industrial de las áreas circundantes y colindantes se hace necesario estudiar la afectación ambiental de las nuevas actividades que en su diversidad y concentración van a requerir un tratamiento de emisiones-efluentes muy particular, y sobre todo van a requerir una importante cantidad de energía (eléctrica y calórica) para una prestación equilibrada y eficiente, como es el PIMEN de Las Heras en sus dos etapas.

La ubicación del relleno sanitario actual y la localización prevista para el nuevo proyecto en que está trabajando la provincia se encuentran también en la misma área donde se realiza el tratamiento de líquidos cloacales del Gran Mendoza, mediante técnica de lagunas de oxidación en una superficie de cobertura de 140 ha aproximadamente de piletas en serie que podrían proveer los insumos líquidos y biológicos a la investigación en desarrollo.

Otro problema es la baja tasa de degradación de los residuos dispuestos en rellenos de la provincia, relacionada con las bajas precipitaciones y la baja humedad relativa. Se pueden caracterizar los residuos generados, estudiar tipos y cantidades, medir su degradabilidad en relación con la humedad y estudiar la curva de generación de gas metano en los rellenos.

Como resultado se espera la mejora en la tasa de producción de biogás en el relleno sanitario mediante la construcción del módulo experimental de RSU con sistema de inyección de efluentes.

Esto significaría un nuevo desarrollo tanto para el país como para la provincia, respecto a la generación de energía a partir de RSU.

## BIBLIOGRAFÍA

- Amon, T., B. Amon, V. Kryvoruchko y V. Bodiroza. 2006. «Optimising methane yield from anaerobic digestion». *International Congress Series* 1293: 217-220.
- Amon, T., V. Kryvoruchko y M. Schereine. 2004. *Untersuchungen zur Wirkung von Rohglycerin aus der Biodieselerzeugung als leistungssteigerndes Zusatzmittel zur Biogaserzeugung aus Silomais, Körnermais, Rapspresskuchen und Schweinegülle*. Viena: Department für Nachhaltige Agrarsysteme-Institut für Landtechnik.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. *Métodos Normalizados para análisis de aguas potables y residuales*. Madrid: Díaz de Santos S. A.
- ASTM. 2009. *ASTM D240 - Standard Test Method for Heat of Combustion of Liquid Hydrocarbon Fuels by Bomb Calorimeter*. ASTM.
- Atem, A., M. E. Indiveri y S. Llamas. 2010. «Biomass Storage For Further Energy Use Through Biogas Production». *International Journal of Hydrogen Energy*, 6048-6051.

- Ballesteros Perdruiques, M. 2004. La biomasa como fuente de energía: biocombustibles. La biomasa como fuente de energía: biocombustibles. Mercedes Ballesteros PerIX Jornadas Ambientales (pág. 293). Salamanca: *La biomasa como fuente de energía: biocombustibles*. Mercedes Ballesteros Perdruiques. *Energías y medio ambiente: IX Jornadas Ambientales*. Francisco Javier Calvo Pedro Ramos Castellanos. Universidad de Salamanca.
- Castellls, X. E. 2005. *Tratamiento y Valorización Energética de Residuos*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.
- Dieter Deublein, A. S. 2008. *Biogas from waste and renewable resources*. Strauss: Wiley-VCH.
- FAO. 2004. *Unified Bioenergy Terminology*. Roma: Wood Energy Program. FAO.
- Foster-Carniero T. P. M. 2008. «Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste». *Bioresource Technology*, 6994-7002.
- Groppeli, E. y O. Giampaolli. 2007. *El Camino de la Biodigestión*. Santa Fé: UNL.
- Hillbert, J. A. 2000. *Manual para la Producción de Biogás*. Castelar: Instituto de Ingeniería Rural INTA CASTELAR.
- Institut für Energetik und Umwelt gGmbH. 2009. *Handreichung. Biogasgewinnung und-nutzung*. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.
- KPMG. 2014. *Survey on renewable energies*. Buenos Aires: KPMG International.
- Montalvo, S. y S. Guerrero. 2003. *Tratamiento Anaerobio de Residuos. Producción de Biogás*. Valparaíso: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Nallathambi Gunaseelan, V. 2004. «Biochemical methane potential of fruits and vegetables». *Biomass and Bioenergy*, 389-399.
- Programa GENREN. 2010. *Licitación de Generación Eléctrica a partir de Fuentes Renovables*. Buenos Aires: Secretaría de Energía.
- Rittman, B. E. y P. L. McCarty. 2001. *Biotecnología del medio ambiente, principios y aplicaciones*. España: McGraw-Hill Interamericana de España.
- Secretaría de Energía. 2009. *Licitación de Generación Eléctrica a partir de Fuentes Renovables, Programa «GENREN»*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- UTN. 2004. *Estudio del SGIRSU del Área Metropolitana de Mendoza*. Mendoza.

## **4.4. Producción de biogás mediante biodegradación acelerada de residuos sólidos urbanos**

María del Consuelo Hernández-Berriel, mhernandezb@toluca.tecnm.mx

María del Consuelo Mañón Salas, consuelomanon@gmail.com

*Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Col. Ex Rancho La Virgen, CP. 52140, Metepec, Estado de México, México.*

### **INTRODUCCIÓN**

Los residuos sólidos urbanos (RSU) en México, conocidos coloquialmente como «basura», han tenido un incremento de prácticamente el 23 % entre 2004 y 2014, generándose en ese último año sobre 42,9 millones de toneladas. El incremento de los RSU demanda mayores gastos de recolección, traslado y disposición, lo cual debe atenderse para no impactar negativamente en el ambiente y en la salud.

En México los RSU contienen sobre el 52 % de componentes orgánicos, que al biodegradarse anaeróbicamente producen gases de efecto invernadero, principalmente dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y metano ( $\text{CH}_4$ ), así como lixiviados con mayores cargas de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Este capítulo tiene por objetivos proporcionar las bases para comprender la biodegradación acelerada y compartir experiencias sobre la biometanización acelerada de RSU de la zona centro de México, específicamente del RESA de Pátzcuaro (Michoacán), pero también de los RESA de Zinacantepec del Estado de México. Conforme a lo anterior, se abordarán los fundamentos de la biodegradación, sus factores, sus fases y el potencial energético del  $\text{CH}_4$ , así como casos de estudio en México a escalas laboratorio semipiloto y piloto, con el fin de mostrar su viabilidad.

### **Biodegradación de los residuos sólidos urbanos**

Los microorganismos, como cualquier ente vivo, requieren condiciones ambientales para existir (supervivencia) y sobre todo para reproducirse (mostrar actividad), por lo que su detección dependerá de las condiciones que se tengan en un tiempo y espacio dados. Las condiciones ambientales están conformadas por la concentración de nutrientes, temperatura, pH, agua, presencia o ausencia de oxígeno y la concentración de compuestos tóxicos.

Los nutrientes (tabla 4.4.1) proveen a los microorganismos de materiales para síntesis protoplásmica, suministran energía para el crecimiento celular y las reacciones biosintéticas y sirven como aceptores de electrones liberados ( $\text{O}_2$  en los aerobios) (Alexander 1979).



TABLA 4.4.1. Nutrientes requeridos por los microorganismos

1. Fuente de energía	Compuestos orgánicos, compuestos inorgánicos, luz solar
2. Aceptor de electrones	O <sub>2</sub> , compuestos orgánicos, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N <sub>2</sub> O, SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , CO <sub>2</sub>
3. Fuente de carbono	CO <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Compuestos orgánicos
4. Minerales	N, P, K, Mg, S, Fe, Ca, Mn, Zn, Cu, Co, Mo
5. Factores de crecimiento*	
a. Aminoácidos	Alanina, ácido aspártico, ácido glutámico, etc.
b. Vitaminas	Tiamina, biotina, pridoxina, riboflavina, ácido nicotínico, ácido pantoténico, ácido <i>p</i> -aminobenzoico, ácido fólico, ácido lipoico, B <sub>12</sub> , etc.
c. Otros	Bases purínicas, bases primídicas, colina, inositol, péptidos, etc.

\* Cuando el crecimiento se lleva a cabo en ausencia de factores de crecimiento, probablemente los compuestos son sintetizados por los organismos.

Fuente: Alexander (1979).

Al comparar la tabla 4.4.1 con los análisis elementales reportados por Tchobanoglous et al. (1993a), en la tabla 4.4.2 puede observarse que los RSU cubren prácticamente los requerimientos nutricionales de los microorganismos. Es por ello que la degradación de los RSU, especialmente en la materia orgánica (MO) contenida en ellos, inicia prácticamente desde su generación en la fuente y se intensifica en el RESA, ya que son fragmentados, compactados y cubiertos con suelo, dando lugar a cambios biológicos, químicos y físicos, simultáneos e interrelacionados.

El porcentaje de la MO en los RSU frecuentemente se determina según el contenido de sólidos volátiles totales (% SVT), sin embargo debe considerarse que el contenido de plásticos afecta a este valor (Kelly et al. 2006). Dado que los constituyentes de la MO de los RSU son los principales sustratos de la degradación microbiana, en ellos deben distinguirse componentes de rápida y lenta biodegradación (tabla 4.4.3), los cuales dependen de las cantidades presentes de celulosa, hemicelulosa y lignina. Una manera de conocer la fracción orgánica de fácil biodegradación anaerobia en los RSU es mediante su contenido de lignina (Barlaz 1996; Tchobanoglous et al. 1993a).

TABLA 4.4.2. Análisis elemental de los principales materiales orgánicos de los RSU

Constituyentes	Unidad	Sustrato de alimentación (base seca)			
		Papel de periódico	Papel de oficina	Residuos de jardín	Residuos de comida
NH <sub>4</sub> -N	ppm	4	61	149	205
NO <sub>3</sub> -N	ppm	4	218	490	4,278
P	ppm	44	295	3,500	4,9
PO <sub>4</sub> -P	ppm	20	164	2,210	3,2
K	%	0.35	0.29	2,27	4,18
SO <sub>4</sub> -S	ppm	159	324	882	855

Tabla 4.4.2. (cont.)

Constituyentes	Unidad	Sustrato de alimentación (base seca)			
		Papel de periódico	Papel de oficina	Residuos de jardín	Residuos de comida
Ca	ppm	0,01	0,10	0,42	0,43
Mg	ppm	0,02	0,04	0,21	0,16
Na	%	0,74	1,05	0,06	0,15
B	ppm	14	28	88	17
Se	ppm	-	-	<1	<1
Zn	ppm	22	177	20	21
Mn	ppm	49	14	56	20
Fe	ppm	57	-	451	48
Cu	ppm	12	-	7,7	6,9
Co	ppm	-	-	5,0	3,0
Mo	ppm	-	-	1,0	<1
Ni	ppm	-	-	9,0	4,5
W	ppm	-	-	4,0	3,3

Fuente: Tchobanoglous et al. (1993a).

Tabla 4.4.3. Constituyentes orgánicos rápida y lentamente biodegradables en los RSU

Componentes de residuos orgánicos	Rápidamente biodegradable	Lentamente biodegradable
Residuos de comida	Sí	
Periódicos	Sí	
Papel de oficina	Sí	
Cartón	Sí	
Plásticos <sup>a</sup>		Sí
Textiles		Sí
Goma		Sí
Cuero		Sí
Residuos de jardín	Sí <sup>b</sup>	Sí <sup>c</sup>
Madera		Sí
Orgánicos misceláneos		Sí

<sup>a</sup> Los plásticos generalmente son considerados no biodegradables. <sup>b</sup> Hojas y recortes de césped. Normalmente el 60 % de estos residuos son rápidamente biodegradables. <sup>c</sup> Porciones leñosas de los residuos de jardín.

Fuente: Tchobanoglous et al. (1993a).

## Degradación y mineralización

Los cambios biológicos tienen que ver con la microbiota en las celdas del RESA. De hecho, todos los grupos tróficos para producir metano ( $\text{CH}_4$ ) están presentes en los residuos frescos y en el suelo de un RESA (Qian y Barlaz 1996). A nivel micro la dinámica es tal que en cuanto las condiciones del microambiente lo permiten los microorganismos ahí presentes muestran actividad, observándose que algunos grupos predominan en un momento dado. La figura 4.4.1 muestra los principales procesos de la biodegradación en un RESA: hidrólisis, fermentación, acetogénesis y metanogénesis. Estos procesos tienen un orden de dependencia (producto sustrato), pero no necesariamente debe concluirse uno para que empiece el siguiente proceso, es decir, en cuanto haya compuestos hidrolizados se iniciará la fermentación, y conforme se generen productos de esta comenzarán la acetogénesis y la metanogénesis (Barlaz et al. 1996).

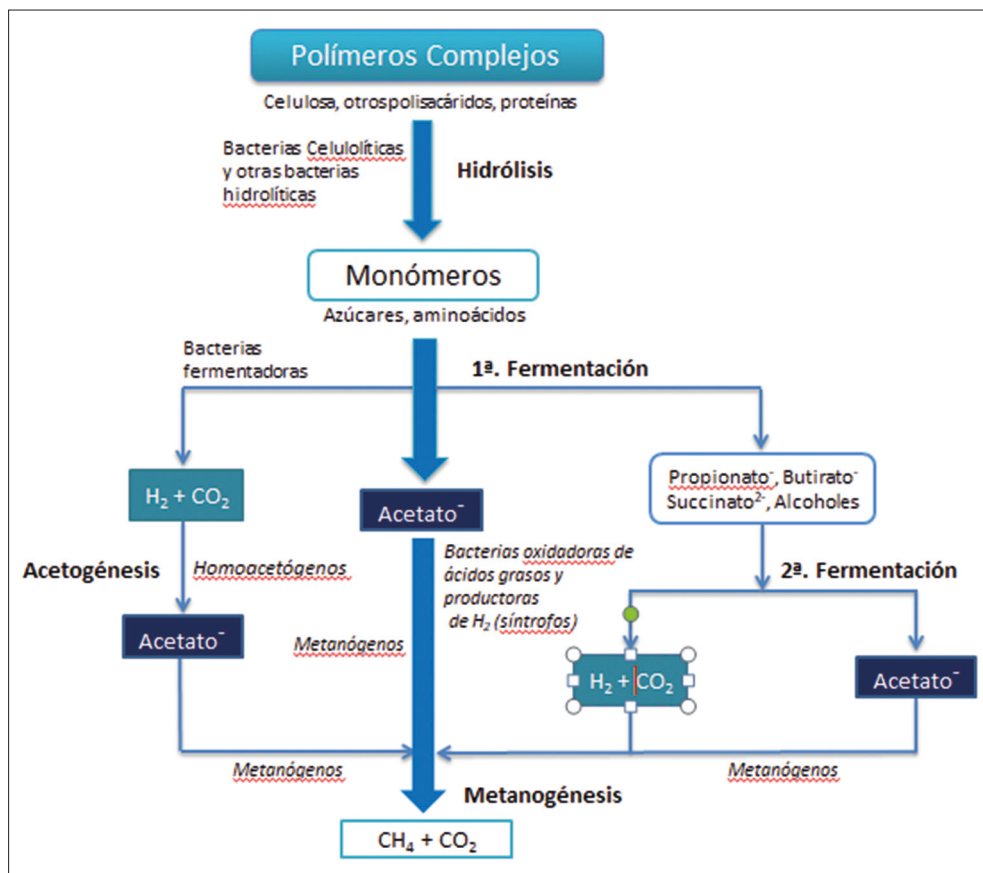


FIGURA 4.4.1. Procesos de la biodegradación de la MO en un RESA.

Lo anterior evidencia que la biodegradación no puede ser realizada por un solo tipo de microorganismo, sino por consorcios, conformados especialmente por bacterias en los procesos anóxicos, las cuales, como puede apreciarse en la figura 4.4.2, son aportadas en diferentes cantidades, de acuerdo con el tipo de suelo (SL: 10 % arcilla, 30 % limo y 60 % arena; suelo de jardín L, mezcla media a limosa: 20 % arcilla, 40 % limo y 40 % arena), y a la MO de los RSU (Márquez-Benavides 2004).

Si bien la composición de los RSU es diferente en cada país y región, en los países desarrollados típicamente contienen un 60 % de carbohidratos, un 2,5 % de proteínas y un 6 % de lípidos. Los carbohidratos son los principales nutrientes de la mayoría de los microorganismos y aproximadamente comprenden el 85 % de los componentes biodegradables en los RSU, por lo que es lógico que las estimaciones >90 % del CH<sub>4</sub> potencial de los residuos se atribuyan a la fracción de celulosa-hemicelulosa (Alzate-Gaviria et al. 2003; Barlaz et al. 1989).

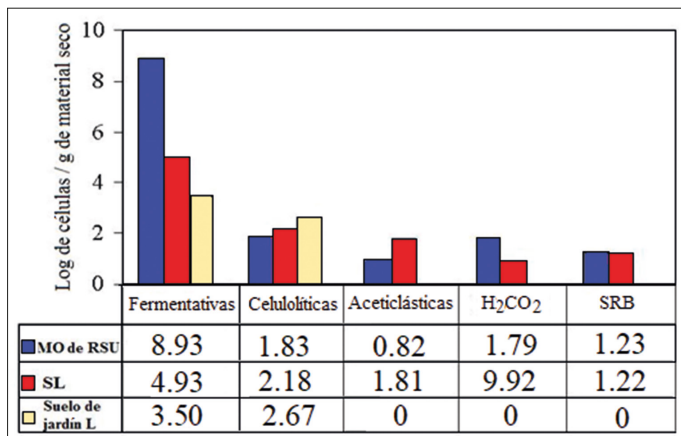


FIGURA 4.4.2. Valores de MPN (número de bacterias más probable).

Fermentativas: Bacterias totales anaeróbicas fermentativas. Celulíticas: bacterias celulíticas. Aceticlásticas: bacterias aceticlásticas metanogénicas. SRB: bacterias sulfato reductoras. H<sub>2</sub>CO<sub>2</sub>: bacterias hidrogenotróficas metanogénicas.

Fuente: Márquez-Benavides (2004).

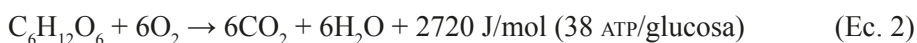
A continuación se describe cada uno de los procesos involucrados en la biodegradación:

a) Hidrólisis. Como ya se mencionó, la biodegradación de los RSU comienza desde la fuente de generación, donde de manera preferente los microorganismos aerobios integrarán componentes de bajo peso molecular en sus rutas metabólicas. Al agotarse estos componentes se promoverá la hidrólisis, que puede definirse como el «fraccionamiento» de macromoléculas como polisacáridos, proteínas y lípidos en los siguientes compuestos (Barlaz et al. 1997; Gerardi 2003):

- Polisacáridos en sacáridos solubles: glucosa, galactosa, manosa, fructuosa, ribosa, desoxirribosa, lactosa, maltosa, sucrosa y celobiosa.
- Proteínas en amonio, CO<sub>2</sub>, péptidos y aminoácidos: alanina, glicina, arginina y lisina, entre otros.
- Lípidos en glicerol y ácidos carboxílicos de cadena larga: laurico, mirístico, palmítico, esteárico, linoléico y oleico.

La membrana celular es impermeable a las macromoléculas, por lo que la hidrólisis se realiza fuera de las células microbianas mediante la acción de exoenzimas como celulasa (celulosa), amilasa (almidones), lipasa (lípidos glicerol y ácidos grasos) y proteasas (proteínas a aminoácidos).

Una vez que el catalizador extracelular ha convertido los sustratos en solubles, estos penetran la membrana celular (absorción), y ya dentro son oxidados con la participación de endoenzimas. Las ecuaciones 1 y 2 muestran, respectivamente, la hidrólisis de la celulosa y la oxidación de la glucosa en microorganismos heterótrofos aerobios (Alexander 1979):



Entre los principales polisacáridos naturales se hallan: celulosa, hemicelulosas, almidón y lignina; los tres primeros polisacáridos producen hexosas y pentosas. La lignina (presente en vegetales) protege del ataque enzimático a los polisacáridos, lo que provoca que del total disponible solo sea digerida aproximadamente la mitad. Si existe una concentración alta de lignina entre los polisacáridos o un pH inicial muy ácido, la hidrólisis puede ser el paso limitante para la producción de CH<sub>4</sub> (Alexander 1979; Barlaz et al. 1997).

Las reacciones aeróbicas liberan más energía y presentan una mayor síntesis celular que las anaerobias, por lo que el incremento de la temperatura (60-80 °C) en las celdas del RESA puede asociarse a la fase aerobia del inicio de la biodegradación (Gerardi 2003). Entre los microorganismos que degradan celulosa se hallan: quitridiomicetos (*Neocallimastix*, *Orpinomyces*, *Piromonas* y *Sphaeromonas*), hongos mitospóricos (*Aspergillus*, *Botrytis*, *Fusarium*, *Humicola*, *Myrothecium* y *Trichoderma*), ascomicetos (*Chaetomium*, *Micromonospora*, *Streptomyces* y *Streptosporangium*), basidiomicetos (*Coprinus*, *Fomes*, *Pleurotus*, *Polyporus*, *Trametes* y *Rhizocton*), mixobacterias (*Archangium*, *Polyangium* y *Sorangium*), bacterias deslizantes (*Cytophaga* y *Sporocytophaga*), bacterias aerobias (*Cellulomonas* y *Pseudomonas*) y bacterias anaeróbicas (*Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Ruminococcus*, *Clostridium* y *Eubacterium*). Entre los que utilizan hemicelulosas se encuentran bacterias (*Bacillus*, *Cytophaga*, *Erwinia*, *Pseudomonas* y *Streptomyces*) y hongos (*Hyphomycetes*, *Zygomycetes*, *Pyrenomycetes*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Fusarium*, *Glomerella*, *Penicillium* y *Trichoderma*); mientras que entre los que degradan lignina

destacan los hongos: *Fomes officinalis* y *Trametes heteromorpha* (Alexander 1979; Laia et al. 2001; Madigan et al. 2009).

Pourcher et al. (2001), tras de examinar 29 muestras de residuos de RESA de Francia, cuantificaron que el número de bacterias celulolíticas aerobias osciló entre  $1,1 \times 10^6$  y  $2,3 \times 10^8$  u.c.f./g peso seco. Las bacterias encontradas fueron de varias familias y géneros, como *Bacillaceae*, *Cellulomonas*, *Mircrobacterium*, *Cytophagaceae*, *Enterobacteriaceae*, *Lactobacillus* y *Enterococcus*. Las bacterias anaeróbicas protelíticas clostridia (*Clostridium perfringens*, *C. bifermentans*, *C. histolytic* y *C. sporogenes*) son las responsables de hidrolizar proteínas, y se ha encontrado que la solubilización de algunos lípidos en digestores de RSU se debe a las bacterias anaeróbicas *Anaerovibrio ipolytica* y *Sybtrophomonas wolfei* (Barlaz 1996).

Debido a que en el proceso de hidrólisis también participan bacterias anaerobias que incorporan a sus células los productos fragmentados ya solubles y los fermentan, es común que en la bibliografía se trate este proceso junto al de fermentación. Sin embargo, en este trabajo se han preferido tratar por separado, con la intención de dejar claro que la hidrólisis solo «corta» polímeros en dímeros o monómeros, solubilizando partículas y desechos coloidales, y que estos productos serán los sustratos de procesos posteriores, entre los que en un momento dado predominará la fermentación.

b) Fermentación. A diferencia de la respiración aerobia, en la fermentación el proceso REDOX ocurre en ausencia de aceptores finales de electrones, ya que la oxidación (tabla 4.4.4) está acoplada a la reducción de un compuesto que se genera a partir del propio sustrato inicial.

TABLA 4.4.4. Formas de respiración microbiana

Molécula aceptora final de electrones	Formas de respiración	ORP aproximado (mV)	Nivel de energía producida	g células/g DQO *
O <sub>2</sub>	Óxica o aerobia	> + 50	1	0,4-0,8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Anóxica o anaerobia	+50 a -50	2	0,4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Anaerobia: reducción de sulfato	< - 50	3	0,04-0,10
CH <sub>2</sub> O (Molécula orgánica)	Anaerobia: mezcla de ácidos orgánicos y alcoholes	< - 100	4	0,04-0,10
CO <sub>2</sub>	Anaerobia: producción de CH <sub>4</sub>	< - 300	5	0,02-0,04

\* Gramos de células producidas por gramo de DQO degradado; ORP potencial de óxido-reducción.

Fuente: Gerardi (2003).

Los productos de la hidrólisis son ahora convertidos en amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, alcoholes (etanol, propanol y butanol) y ácidos carboxílicos (ácidos grasos vo-

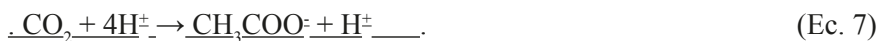
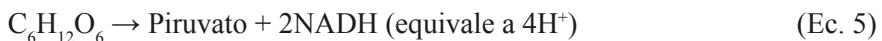
látiles, AOV) de cadena corta: fórmico, acetato, propionato, n- e isobutirato y n- e valérico. También es posible que se produzcan acetona, butanona, formaldehído, acetaldehído, butiraldehído y ácidos láctico, caproico y heptanoico. Las bacterias fermentativas pueden ser aerobias y anaerobias; entre las principales anaerobias están *Acetovibrio cellulolyticus* y *Clostridium thermocellum*. Entre las fermentadoras de monosacáridos se hallan los géneros: *Clostridium*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Lactobasillus*, *Streptococcus* y *Propionibacterium*. Entre las fermentadoras de aminoácidos destacan: *Clostridium propionicum*, *Clostridium spp.*, *Clostridium tetanomorphium*, *Clostridium sticklandii*, *Streptococcus spp.* y *Peptostreptococcus micros* (Aiello-Mazzarri et al. 2005; Gerardi 2003). Debido a la formación de ácidos orgánicos, el pH generalmente baja, por lo que debe vigilarse que no llegue a niveles inhibitorios, de lo contrario la fermentación se convierte en el paso limitante para la metanogénesis (Akersson y Nilsson 1998).

c) Acetogénesis. Dentro de la biodegradación de los RSU en un RESA puede considerarse este proceso como una fermentación secundaria (figura 4.4.1), donde se producen esencialmente ácido acético, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>; sin embargo, se incluyen tres grupos de bacterias por las interrelaciones y competencias que se establecen:

- Bacterias homoacetogénicas. Estas bacterias convierten solo a acetato compuestos como: glucosa, fructuosa, ácidos orgánicos, aminoácidos, alcoholes, algunas bases nitrogenadas, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. Las ecuaciones 3 a 8 ejemplifican algunas de las reacciones (Rx) que llevan a cabo estas bacterias:

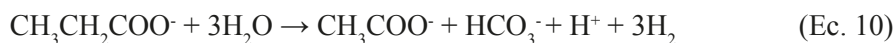
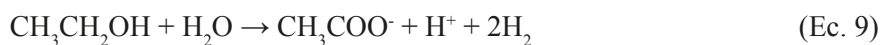


Vía glicolítica:



La mayoría de las homoacetogénicas son gram positivas (G<sup>+</sup>) y muchas aparecen clasificadas en el género *Clostridium*. Entre las acetogénicas aisladas en la degradación de RSU se hallan: *Clostridium formicoaceticum*, *Acetobacter woodii*, *Clostridium thermoaceticum* y *Sporomusa sp* (Barlaz 1996; Madigan et al. 2009).

- Bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA, *Obligate Hydrogen Producing Acetogen*). Estas bacterias oxidan los productos de la fermentación primaria como etanol, propionato y butirato a acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>, (ecuaciones 9 a 11); lo cual es termodinámicamente favorable solo a concentraciones muy bajas de H<sub>2</sub>. Por ello estas bacterias establecen una asociación simbiótica con bacterias consumidoras de H<sub>2</sub> (hidrogenofilicas), como las metanógenas (BM) y las sulfato-reductoras (BSR). Entre las OHPA identificadas en la degradación de residuos se hallan *Syntrophomonas wolfei* (C4-C8 con una metanógena) y *Syntrophobacter wolinii* (C3 en cocultivo con BSR). La relación simbiótica entre bacterias productoras de H<sub>2</sub> e hidrogenofilicas es conocida también como «Transferencia interespecie de H<sub>2</sub>». Bajo presiones parciales relativamente altas de H<sub>2</sub> el acetato es reducido en lugar de producir CH<sub>4</sub>, por lo que la presencia de H<sub>2</sub> afecta directamente a la generación de este último (Barlaz 1996; Bitton 2005; Madigan et al. 2009).



d) Metanogénesis. El proceso terminal lo realizan las bacterias metanógenas o metanogénicas (BM), también llamadas productoras de CH<sub>4</sub>. Estas bacterias anaerobias estrictas (ORP < -300 mV) son distintas de las bacterias comunes, debido a que presentan características únicas como el que su pared celular no es rígida, la membrana lipídica carece de ácido muránico, y cuentan con 6 coenzimas especializadas que puede dividirse en dos clases: las que transportan el C<sub>1</sub> desde el sustrato inicial (CO<sub>2</sub>) hasta el producto final (CH<sub>4</sub>) y las que suministran los electrones para la reducción de CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub>. Estas coenzimas son: metafurano (anillo furanósico de cinco miembros y un átomo de nitrógeno aminito), metanopterina o factor 432 (F432, transporta moléculas monocarbonadas), coenzima M o HS-COM (transporta grupos metilo), F430 (tetrapirrol con níquel), componente B o 7-mercaptoheptanoil-treonina fosfato y F420 (donadores de electrones). Por lo anterior, las BM pertenecen al dominio de las *archaea*.

La mayoría de las BM usan el CO<sub>2</sub> como aceptor final de electrones en la respiración anaerobia. Entre los sustratos utilizados figuran formiato, metanol, aminas metiladas y sulfuros metilados, pero los más comunes son acetato de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. Información detallada de los géneros de las arqueobacterias metanogénicas, su morfología, número de especies, sustratos y DNA, así como algunos de sus intervalos de temperatura, se pueden encontrar en Ljungdahl et al. (2003) y Madigan et al. (2009). Las metanógenas crecen en los rangos de pH de 5,5 a 8,0, aunque su mejor actividad es entre 6,8 y 7,7. En cuanto a la temperatura, su mejor producción de CH<sub>4</sub> es de 30 a 40 °C, encontrándose psicrófitas (de 5 a 25 °C), mesófilas (de 26 a 35 °C), termófilas (de 36 a 60 °C) e hipertermófilas (de 61 a >65 °C), aunque los valores reportados



pueden diferir en la figura 4.4.2, como muestran los tres primeros grupos. Si la actividad de las bacterias fermentativas excede las acetogénicas y metanogénicas, habrá un desbalance en el ecosistema, de tal modo que los ácidos carboxílicos y el H<sub>2</sub> se acumularán y el pH del sistema caerá, inhibiendo la metanogénesis (Barlaz et al. 1989; Gerardi 2003; Saunders 2003).

En los RSU se han aislado BM como: *Methanobacterium sp.*, *Methanosarcina barreri*, *Methanococcus sp.*, *Methanocorpusculum labreanum*, *Methanococcus jannaschii*, *Methanobacterium espanolae* y *Methanosaeta concilii*. En lixiviados se han encontrado: *Methanoculleus bourgense*, *Methanobacterium formicum*, *Methanosarcina barreri*, *Methanosphaera stadtmanae* y *Methanobrevibacter rimamtium*. Las metanógenas se pueden dividir en dos subgrupos tróficos (Bitton 2005; Ladapo y Barlaz 1997):

- Bacterias hidrogenofílicas no acetilclásticas. Convierten el H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub>, oxidando el H<sub>2</sub> en presencia del CO<sub>2</sub> como aceptor de electrones (ecuación 12). También utilizan como sustratos ácido fórmico, así como metanol. Para este último compuesto se tienen dos reacciones: la primera incluye la reducción del metanol por una fuente externa de electrones, como el H<sub>2</sub> (ecuación 13), y la segunda en ausencia de H<sub>2</sub> (ecuación 14), donde una pequeña cantidad de metanol se oxida hasta CO<sub>2</sub>, para generar los electrones necesarios y reducir otras moléculas de metanol hasta CH<sub>4</sub>. Entre las bacterias hidrogenofílicas no acetilclásticas se hallan *Methanobacterium formicicu*, *Methanospirillum hungatei*, *Methanobrevibacter sp.* y *Methanobacterium thermoautotrophicum*.

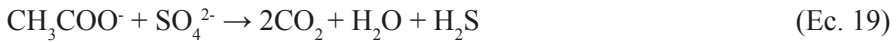


- Bacterias metanogénicas acetilclásticas. Estas bacterias producen CH<sub>4</sub> a partir del grupo metilo del acetato (ecuación 15). Tienen una gran importancia, ya que aproximadamente el 70 % del total del CH<sub>4</sub> producido procede de la decarboxilación del ácido acético. Estas bacterias comprenden los géneros *Methanosarcina*, *Methanotrix* y *Methanosaeta*.



En los ambientes anaeróbicos también existen las bacterias sulfato reductoras (BSR). Las BSR participan en la reducción desasimilatoria de sulfatos, donde en la transferencia de H<sub>2</sub> el sulfato es aceptor terminal de electrones en la respiración anaeróbica (ecuaciones 16 y 17). Los donantes de H<sub>2</sub> son lactato (ecuación 18), acetato (ecuación 19) y otros ácidos grasos, metanol, etanol y

compuestos aromáticos. Toleran amplios rangos de pH, temperatura, salinidad (presión osmótica), presión y metales. Son responsables de la precipitación de  $\text{Fe}^{2+}$  (ecuación 20) y otros cationes metálicos en aguas contaminadas y lixiviados (color negro característico), y la corrosión de metales enterrados.



Entre estas bacterias anaerobias obligadas se hallan: *Desulfococcus*, *Desulfovibrio*, *Desulfosarcina*, *Desulfatamaculum*, *Desulfuromonas* y algunas arqueobacterias termofilicas. Aunque con excepciones, típicamente las concentraciones de sulfatos en un RESA son mínimas y principalmente se forma de  $\text{CH}_4$ , sin embargo la importancia de las BSR en la biodegradación de los RSU tiene dos vertientes (Ljungdahl et al. 2003; Tchobanoglous et al. 1993a):

- La formación de  $\text{H}_2\text{S}$  (ácido fuerte) tiene un mayor impacto en las BM y acetogénicas que en las bacterias formadoras de ácidos carboxílicos.
- Conforme se incrementa la concentración del acetato, las BSR compiten por este con la BM (figura 4.4.3), de manera que si la relación sustrato:  $\text{SO}_4^{2-}$  es  $<2$  se ven favorecidas las BSR, si es 2-3 se da una competencia muy intensa, y si es  $>3$  es favorable para las BM.

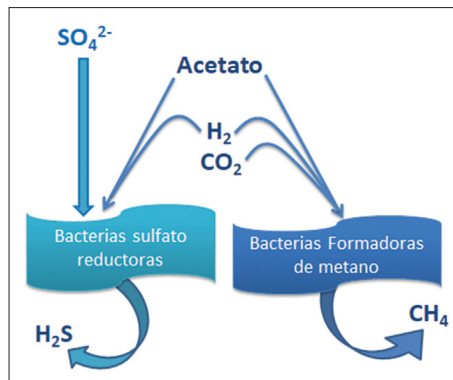


FIGURA 4.4.3. Competencia entre bacterias sulfatorreductoras y metanógenas.

## *Fases de la biodegradación de los RSU en un RESA*

El impacto de los RSU en el ambiente se debe a que la descomposición de su MO produce biogás y lixiviados. La secuencia de descomposición biológica se puede explicar en cinco fases, las cuales se presentan en la figura 4.4.4 y se describen a continuación (Calace et al. 2001; Tchobanoglous et al. 1993a):

- Fase I: ajuste inicial. Los componentes orgánicos de los RSU sufren una degradación microbiana bajo condiciones aerobias porque existe cierta cantidad de aire atrapado en las celdas del RESA; la fuente principal de organismos aerobios y anaerobios es el suelo que se utiliza como material de cobertura diario y final. Como productos se obtienen  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). Otras fuentes de organismos son los lodos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales, que se disponen en el RESA y el lixiviado recirculado. En esta fase tiene lugar la hidrólisis, en la que los compuestos con alto peso molecular (lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) son transformados mediante enzimas en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular.
- Fase II: fase de transición. Aquí empieza a descender el  $\text{O}_2$  y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias. Mientras el relleno se convierte en anaerobio, el  $\text{NO}_3^-$  y el sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica, a menudo se reducen a gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ) y sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ). En esta fase el pH del lixiviado comienza a descender debido a la presencia de ácidos grasos volátiles (AGV) (también llamados orgánicos volátiles, AOV) y al efecto de las elevadas concentraciones de  $\text{CO}_2$  dentro del RESA.
- Fase III: fase ácida. Se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase II, con una producción significativa de AOV y pequeñas cantidades de  $\text{H}_2$ . Los microorganismos implicados principalmente son bacterias anaerobias facultativas y estrictas, que se identifican colectivamente como acidogénicas. Estos microorganismos convierten los compuestos resultantes de la hidrólisis en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético, pequeñas concentraciones de ácido fúlvico y otros ácidos más complejos. La presencia de AOV y altas concentraciones de  $\text{CO}_2$  provocan que los valores de pH en los lixiviados sean tan bajos como 4.0; consecuentemente estos pH bajos facilitan la disolución de algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados. Debido a la disolución de AOV en el lixiviado, la demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad se incrementan significativamente en esta fase. Los lixiviados jóvenes se caracterizan por presentar concentraciones de DQO mayores a 5.000 mg/L y de nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ) menores a los 400 mg/L, con una relación de  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  usualmente de 0,4-0,5 o más alta.
- Fase IV: fase de fermentación de  $\text{CH}_4$ . Aquí interviene otro grupo de microorganismos, los llamados metanogénicos (anaerobios estrictos), que convierten

el ácido acético y el  $H_2$  producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida en  $CH_4$  y  $CO_2$ . El pH dentro de la matriz de RSU subirá a valores en el intervalo de 6,8 a 8. En los lixiviados, la disminución en la concentración de los AOV causa un aumento en el valor del pH hasta 7 o más, así como una reducción en las concentraciones de las DOB y DOQ, y en el valor de conductividad. Durante esta fase la  $DBO_5/DOQ$  disminuye generalmente a un valor de 0,1.

- Fase V: fase de maduración. Mientras la humedad sigue migrando a través del lecho de RSU, se convierten porciones del material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. La velocidad de generación del biogás disminuye significativamente porque la mayoría de los nutrientes disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores y los sustratos que quedan en los residuos son de lenta degradación. Los lixiviados a menudo contienen ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente. Los principales gases de vertedero que evolucionan en esta fase son  $CH_4$  y  $CO_2$ . Según las medidas de sellado del RESA también pueden encontrarse pequeñas cantidades de  $N_2$  y  $O_2$ .

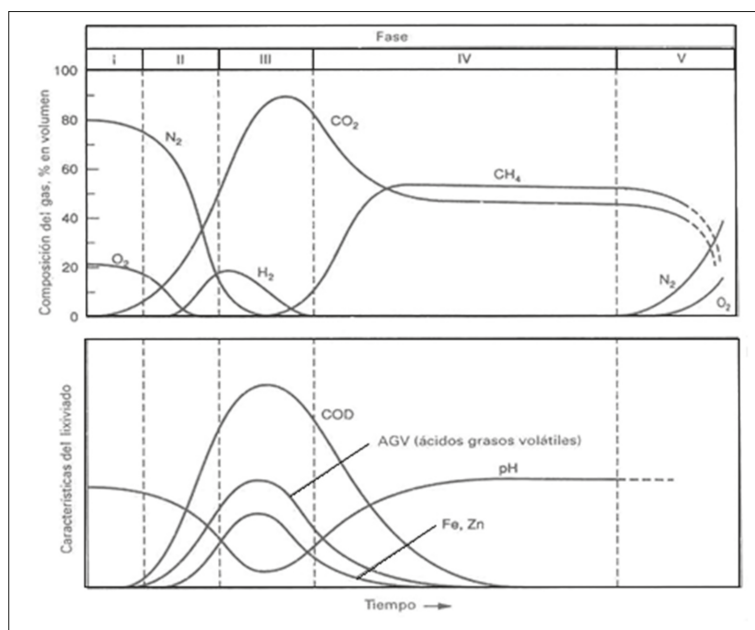


FIGURA 4.4.4. Fases generales de la generación de biogás y lixiviados a partir de RSU.

Fuente: Davis y Masten (2005).

## PRODUCTOS DEL RELLENO SANITARIO

La descomposición de la fracción orgánica de los RSU, que se realiza por la actividad microbiana anaeróbica, genera como productos biogás, lixiviados y hu-

mus. Las temperaturas favorables para la supervivencia de los consorcios de microorganismos anteriormente descritos son entre 10 y 60 °C, con valores óptimos de 30-40 °C para los mesofílicos y 50-60 °C para los termofílicos (Bergman et al. 2000; Kalyuzhnyi et al. 2003). El pH entre 6,5 y 8,5 permite un buen desarrollo de estos microorganismos, con un óptimo entre 7,0 y 7,2 (Tchobanoglous et al. 1993a). A continuación se detallan algunas de las características del biogás y lixiviados generados:

a) Biogás. El biogás es una mezcla de gases, entre los cuales los de mayor relevancia son el CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>S, N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> y NH<sub>3</sub>; también se encuentran oligocompuestos en cantidades traza (tabla 4.4.5). Debido a que sus constituyentes principales son CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, contribuye al efecto invernadero, pues impide que salga parte del calor del planeta, lo que ocasiona un aumento gradual de la temperatura. De acuerdo con datos del Banco Mundial, entre 2002 y 2012 México aportó alrededor del 2 % de las emisiones de gases invernadero del total mundial, y de estas los RESA del país contribuyeron con el 5,44 % (INE 2012; SEMARNAT 2014).

TABLA 4.4.5. Composición de biogás generado en un RESA

<i>Gases</i>	<i>Concentración volumen</i>	<i>Característica</i>	<i>% volumen, base seca*</i>
Metano (CH <sub>4</sub> )	55 %	Explosivo	45-60
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	35 %	Acidez	40-60
Nitrógeno (N <sub>2</sub> )	2-5 %	-	2-5
Oxígeno (O <sub>2</sub> )	<5 %	Inocuo	0,1-1,0
Hidrógeno (H <sub>2</sub> )	<5 %	Explosivo	0-0,2
Ácido sulfhídrico (H <sub>2</sub> S)	<2 %	Mal olor	0-1,0
Mercaptanos(CH <sub>3</sub> S)	%<1.1	Mal olor	0-1,0
Amoníaco (NH <sub>3</sub> )	0,1-1 %	-	0,1-1,0
Monóxido de carbono (CO)	0-0,2 %	-	0-0,2
Constituyentes en cantidades traza	0,01-0,6 %	-	-

Fuente: Orozco-Barrenetxea et al. 2003; \*Tchobanoglous et al. 1993b.

La producción de biogás en el RESA comienza por lo general alrededor de los seis a ocho meses después de colocados los RSU, y se prolonga por un lapso de cincuenta años después del término de la operación final del RESA. Aunque es posible detectar CH<sub>4</sub> (a bajas concentraciones) al inicio de la biodegradación (Fielding et al. 1988). Tanto el CH<sub>4</sub> como el CO<sub>2</sub> son incoloros e inodoros, por lo que son otros gases (H<sub>2</sub>S y mercaptanos) los que le otorgan el olor característico al biogás y permiten su detección por medio del olfato (Jokela et al. 2002). Gracias a su capacidad calorífica (tabla 4.4.6) puede ser utilizado como un energético alternativo. Cabe resaltar que el CH<sub>4</sub> se produce en los RESA en concentraciones dentro del intervalo de combustión, lo que confiere al biogás ciertas características de peligrosidad por riesgos de incen-

dio o explosión (en el aire en concentraciones de 5-15 %), y por lo mismo se debe mantener la supervisión sobre él (Ritzkowski y Stegmann 2012; Tchobanoglous et al. 1993b).

TABLA 4.4.6. Características de biogás generado en un RESA

Característica	Valor
Capacidad calorífica	890-1.223 kcal/ m <sup>3</sup>
Gravedad específica	1,02-1,06
Contenido de humedad	Saturado
Temperatura (en la fuente)	37-67 °C

En México, la NOM-083-SEMARNAT-2003 indica que se debe garantizar la extracción, captación, conducción y control del biogás generado. En caso de no disponer de sistemas para su aprovechamiento y una vez que los volúmenes y la edad de los RSU lo permitan, se debe quemar a través de pozos individuales o mediante el establecimiento de una red con quemadores centrales, para emitir CO<sub>2</sub> en lugar de CH<sub>4</sub>; ya que el primero puede ser reintegrarlo al ciclo del carbono por la naturaleza, además de que el potencial de contribución al calentamiento global del CH<sub>4</sub> es 25 veces mayor al del CO<sub>2</sub> (EPA 2011; SEMARNAT 2014c).

*b) Lixiviados.* De acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, lixiviado se define como «el líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representando un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos» (SEMARNAT 2014c). Se estima que los lixiviados son de 100 a 120 veces más contaminantes que los líquidos cloacales (aguas de drenaje) porque presentan altas cargas orgánicas y catiónicas, además de grandes proporciones de metales pesados, fenoles y otros componentes peligrosos para la salud humana (Baun y Christensen 2004; Kjeldsen et al. 2002). La infiltración de lixiviados en los mantos acuíferos o aguas subterráneas originaría un grave problema, pues elevaría dramáticamente los niveles permitidos de DQO, DBO<sub>5</sub> y metales, además de que debido a la presencia de elementos como el N<sub>2</sub> y el P produciría eutroficación (Robles-Martínez 2008; SEMARNAT 2014c; Tchobanoglous et al. 1993b).

La generación y características de los lixiviados dependen de varios factores propios de los RSU (composición, densidad, contenido de humedad inicial y capacidad de campo), de factores climáticos (precipitación pluvial, infiltración, evapotranspiración, radiación solar, heladas y temperatura ambiente) y de la propia operación del sitio de disposición y su edad. La variación de la MO contenida en los RSU, susceptible de ser degradada fácilmente o no, es el principal factor que afecta a la calidad del lixiviado, al contribuir con nutrientes y compuestos orgánicos. A conti-

nuación se describen algunos de estos factores (Jokela et al. 2002; Kjeldsen et al. 2002; Orozco-Barrenetxea et al. 2003):

- Edad del RESA. Marca la composición del lixiviado de acuerdo con las distintas etapas. Se puede caracterizar el lixiviado según la relación  $DBO_5/DQO$ .
- Tecnología del RESA (alta, media o baja densidad). La tecnología empleada, el grado de compactación, la frecuencia y la forma de la cubrición condicionan significativamente tanto el lixiviado producido como su composición.
- Otros factores: clima, estación del año, hidrogeología del lugar, tratamiento previo del residuo, forma de explotación, recirculación del lixiviado, altura y tipo de sitio de disposición final de los RSU.

En la tabla 4.4.7 se listan las características típicas de lixiviados de RESA, y como puede apreciarse, el lixiviado de los RESA jóvenes o nuevos (menos de dos años) es mucho más contaminante que el de los RESA antiguos o maduros (más de diez años). Con el tiempo el pH cambia ligeramente de ácido a neutro, las relaciones  $DBO_5/DQO$  y  $SO_4^{2-}/Cl^-$  (Sulfato/Cloro) también disminuyen y presentan concentraciones mayores de 400 mg/L de  $NH_3$ . El pH del lixiviado dependerá no solo de la concentración de los AOV presentes, sino también de la presión parcial del  $CO_2$  del biogás que está en contacto con el lixiviado. La composición del lixiviado que se produce en el RESA proporciona información sobre la actividad química y biológica que se está desarrollando en este (Davis y Masten 2005; Orozco-Barrenetxea et al. 2003; Tchobanoglous et al. 1993a).

El potencial de formación del lixiviado puede valorarse mediante la preparación de un balance hidrológico del RESA. Los componentes que conforman el balance hídrico para una celda de relleno son las fuentes principales de agua, que incluyen la que entra en la celda desde arriba, la humedad de los residuos sólidos y la humedad del material de cobertura. Mientras que salen el agua que abandona el relleno formando parte del gas del relleno o el agua utilizada para la formación del gas, el vapor de agua saturado en el gas del relleno y el lixiviado como tal o agua sobrante. La consideración más relevante del balance hidrológico para un RESA lo constituye la determinación de la cantidad de agua de lluvia que realmente se filtra a través de la capa de cobertura del relleno (Davis y Masten 2005; Tchobanoglous et al. 1993a).

TABLA 4.4.7. Datos típicos sobre la composición de lixiviado en RESA nuevos y maduros

Componente	Relleno nuevo (<2 años)		Relleno maduro (>10 años)
	Intervalo (mg/l)	Típico (mg/l)	(mg/l)
$DBO_5$	2.000-30.000	10.000	100-200
Carbono orgánico total	1.500-20.000	6.000	8-160
DQO	3.000-60.000	18.000	100-500
Sólidos totales suspendidos	200-2.000	500	100-400

Tabla 4.4.7. (cont.)

Componente	Relleno nuevo (<2 años)		Relleno maduro (>10 años)
	Intervalo (mg/l)	Típico (mg/l)	(mg/l)
Nitrógeno orgánico	10-800	200	80-120
Nitrógeno amoniacal	10-300	200	20-40
Nitrato	5,0-40	25	5,0-10
Fósforo total	5-100	30	5,0-10
Fósforo en orto-fosfato	4,0-80	20	4,0-8
CaCO <sub>3</sub>	1.000-10.000	3.000	200-1.000
pH (sin unidades)	4,5-7,5	6	6,5-7,5
Dureza total como CaCO <sub>3</sub>	300-10.000	3.500	200-500
Calcio	200-3.000	1.000	100-400
Magnesio	50-1.500	250	50-200
Potasio	200-1.000	300	50-400
Sodio	200-2.500	500	100-200
Cloruro	200-3.000	500	100-400
Sulfato	50-1.000	300	20-50
Hierro total	50-1.200	60	20-200

Fuente: Davis y Masten (2005).

## DEGRADACIÓN ACELERADA DE LOS RSU

Como se describió previamente, la degradación de los RSU en un RESA y su consecuente estabilización tiene que ver con la microbiota de sus celdas en un tiempo y espacio dado. Todos los grupos tróficos para convertir las macromoléculas de la MO hasta CH<sub>4</sub> están presentes en los residuos frescos y el suelo, aunque en cantidades diferentes (Barlaz 1996; Márquez-Benavides 2004). La actividad de los microorganismos, especialmente la coordinación entre bacterias hidrolíticas, fermentativas acetogénicas y metanogénicas, depende de los microambientes (Alexander 1979; Madigan et al. 2004).

Los microambientes a nivel macro se identifican como factores ambientales y operacionales. Entre los ambientales se tienen la composición de los RSU (constituyentes orgánicos e inorgánicos) y el clima (temperatura, lluvia y radiación solar). Los factores operacionales incluyen la compactación (tamaño de partícula y densidad), el material de cobertura (características del suelo y altura) y la humidificación (contenida inicialmente y adicionada), entre otros (Tchobanoglous et al. 1993a; Davis y Masten 2005).

La concepción del RESA como una instalación bajo control, que confina en forma segura y eficiente sus principales agentes impactantes (biogás y lixiviados), ha evolucionado, por lo que ahora se concibe como un reactor biológico gigante, el cual



debe contar con instalaciones adecuadas para monitorear, captar, tratar. La United Status Environmental Protection Agency (USEPA) y la National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants definen el RESA-biorreactor (Bioreactor-Landfill) como aquel sistema en el que sus líquidos son adicionados a una masa de desechos para alcanzar un mínimo del 40 % de humedad en peso en condiciones anaeróbicas (EPA 2014). La Asociación de Residuos Sólidos de Norte América (Solid Waste Association of North America, SWANA, por sus siglas en inglés) lo define como «un RESA o celda del RESA donde las condiciones de líquido y gas son activamente manejadas en orden para acelerar o mejorar la bioestabilización de los residuos» (Foth y Van Dyke 2004).

Esta evolución del RESA a biorreactor tiene que ver con la sustentabilidad, es por ello que en varios países como Alemania, el Reino Unido, Canadá, Estados Unidos, Brasil y España, entre otros, ya se han realizado estudios con el fin de acelerar la aparición de la fase metanogénica y reducir los tiempos de estabilización de los RSU en sus RESA (Abdallah y Kennedy 2013; Lobo et al. 2015; Reinhart et al. 2002; Reinhart et al. 2012).

Entre los múltiples estudios realizados para conocer los factores que inciden en la biodegradación y su impacto en la metanización de los RSU, se tienen: la presencia o ausencia de  $O_2$  e  $H_2$ , la temperatura (la edad de los residuos, la capacidad de campo, la compresibilidad, la compactación y la alcalinidad y el pH del sistema.

Con respecto a la alcalinidad y el pH, el material de cobertura (generalmente suelo de la localidad donde se encuentra el sitio de disposición, o bien residuos de la industria de la construcción y demolición) juega un papel clave como mecanismo de atenuación de contaminantes; además, es un agente con propiedades *buffer* y tiene la capacidad de intercambiar cationes, por lo que la consideración de las propiedades de los materiales de cobertura y de las poblaciones microbianas inherentes en él es necesaria para tener una perspectiva completa del funcionamiento de un RESA (Bergman et al. 2000; Hossain et al. 2003; Kalyuzhnyi et al. 2003; Márquez-Benavides 2004; Sang et al. 2009).

Además de los factores antes mencionados, también influyen en la tasa de producción de  $CH_4$  el contenido de humedad intrínseco de la celda (RSU y suelo), el flujo de humedad, el tamaño de partícula, la adición de inóculos y la concentración de nutrientes. Los factores más críticos que se debe controlar son pH y humedad (Barlaz et al. 1997; Reinhart et al. 2002). Ya que este trabajo se enfoca en acelerar la biodegradación y consecuentemente la estabilización de los RSU, manipulando la humedad de estos con la recirculación de sus lixiviados, en los siguientes párrafos se describen algunas de las investigaciones realizadas sobre este tópico.

De acuerdo con Hossain et al. (2003), la idea de mejorar la descomposición en los RSU mediante la adición de agua o al recircular lixiviados fue propuesta por F. G. Pohland hace más de treinta años, aunque el interés de su aplicación a escala campo se desarrolló a finales de los noventa. Las ventajas de la recirculación de lixiviados en un RESA incluyen (Barlaz et al. 1997; Reinhart et al. 2012):

- Asentamiento de la celda antes de colocar la cubierta final, con lo que disminuye el riesgo de daño de dicha cubierta final.
- Incremento de la densidad efectiva de los RSU y, por tanto, de la capacidad del RESA.
- Tratamiento *in situ* de los lixiviados generados.
- Incremento de las tasas de producción de CH<sub>4</sub>, lo que puede hacer más favorable la recuperación de energía.
- Aceleramiento de la biodegradación de los residuos, lo cual puede acortar el periodo de monitoreo posclausura y reducir los costes globales del RESA.

Si bien se pretende que los trabajos de investigación se apliquen a escala campo, se ha observado que los estudios a esta escala son más realistas, pero más caros y difíciles de reproducir (Barlaz 1997; Ritzkowski y Stegmann 2012; Swati et al. 2005; YCPW 2006), razones por las que se ha recurrido a modelos a escala piloto o laboratorio, modificando la humedad en la matriz de residuos de la celda mediante la adición de agua, lodos o lixiviados, ya sean tratados o no, o bien enriquecidos con nutrientes o inóculos. Entre los reportes se tienen:

- Klink y Ham (1982) estudiaron el efecto del movimiento de la humedad en la producción de CH<sub>4</sub> de muestras de residuos sólidos de RESA. Observaron que el flujo de humedad a través de los residuos afectaba a la producción de CH<sub>4</sub>, y que el flujo de este se restablecía una vez terminada la recirculación. Reportaron que el flujo de la humedad en el lecho de residuos incrementó la proporción de CH<sub>4</sub> producido del 25 al 50 % con relación a residuos con los mismos contenidos de humedad pero sin flujo. Concluyeron que el contenido de humedad y el flujo de esta a través del lecho de residuos son variables separadas que afectan a la producción de CH<sub>4</sub> en un RESA.
- Reinhart y Al-Yousfi (1996) documentaron y compararon investigaciones sobre el impacto de la recirculación de lixiviados en la estabilización de RSU. Para ello recopilieron información de la 5 RESA operados de manera convencional y con recirculación de lixiviados de distintos países del mundo. Muestran valores de DBO, DQO, AOV, amonio, pH, conductividad, cloro, Fe y Zn en sus lixiviados. Al compararlos con valores reportados de RESA convencionales, observaron que generalmente los valores de los parámetros de lixiviados recirculados fueron menores. También presentan y analizan valores de vida media de DQO y cloro de ocho trabajos a diferentes escalas y concluyen que la tecnología de RESA-biorreactor ofrece importantes ventajas en el manejo y tratamiento de los RSU, como incremento en la producción de gas, facilidad en el manejo del lixiviado, reducción de su volumen y tasas de estabilización acelerada con minimización del periodo de exposición a daños ambientales (*long-term liability*), lo que puede reducir sustancialmente los costes asociados al monitoreo, a la extracción de los residuos del RESA y a su reutilización.

- Chugh et al. (1998) estudiaron el efecto del volumen de lixiviados recirculados sobre la tasa y el grado de degradación en RSU. Para ello utilizaron lisímetros de 200 litros en acero (316) con sistemas de control proporcional integral de temperatura. Cada lisímetro se cargó a una compactación promedio de 500 kg/m<sup>3</sup>, con residuos de una estación de transferencia no clasificados y previamente triturados a un tamaño de partícula de 10 cm aproximadamente. La recirculación de lixiviados se realizó diariamente a 2, 10 y 30 % del volumen inicial de la cama de residuos en el reactor. Concluyeron que la proporción y el grado de degradación en RSU mejoraron con el incremento de flujo de humedad, de manera que las proporciones mayores de recirculación de lixiviados favorecieron la solubilización de los desechos frescos, el establecimiento de la población microbiana fue más rápido y, en el mejor de los casos (30 %), a los dos meses la fracción orgánica de los residuos fue totalmente degradada.
- Palma et al. (2000) estudiaron los tiempos de estabilización de RSU en vertederos experimentales a dos escalas con la misma compactación de 500 kg/m<sup>3</sup>. Se operaron dos lisímetros de fibra de vidrio (0,8 m de diámetro y 2,4 m de altura) con 500 kg de RSU de Valparaíso y Viña del Mar, y un RESA tipo trinchera con 1.440 toneladas de RSU provenientes de Valparaíso, conformado en dos celdas de 2,6 m de espesor y 15 x 10 m, separadas por una capa de suelo arcilloso de 20 cm. Tanto al vertedero como a un lisímetro se les recirculó sus lixiviados tratados en un digestor anaerobio alterno, mientras que el otro lisímetro se dejó como patrón, y se utilizaron las mediciones de biogás generado y los asentamientos como indicadores de la degradación de los RSU. Mencionan que no se registró generación significativa de biogás en el RESA y en el lisímetro con recirculación hubo una mayor generación, además de que los asentamientos son diferentes en las escalas utilizadas (400 días de operación). Concluyen que la recirculación de lixiviados tratados provocó un aumento efectivo en los asentamientos de un RESA, pero que la causa del incremento en los asentamientos no parece estar en un aumento de la actividad biológica, sino en fenómenos de colapso por cambios a nivel estructural del RESA.
- Swati et al. (2005) estudiaron la degradación de RSU de Chennai, India, bajo dos técnicas, montón abierto (*open dump*, I) y RESA-biorreactor (II). Utilizaron 2 lisímetros de 3 m de altura y 1,3 m de diámetro, construidos en cemento reforzado con anillos de concreto, con una cama de grava (20 cm) en el fondo para drenando. Cada lisímetro se llenó con los RSU fragmentados manualmente hasta compactaciones de 730 y 654 kg/m<sup>3</sup> en los lisímetros I y II. Al lisímetro I se le adicionó agua para mantener una humedad de 62 % Hbh y al lisímetro II se le recircularon sus lixiviados para mantener una humedad de 58 % Hbh. Concluyen que en ambos lisímetros el asentamiento de la capa de cobertura fue evidente, que las altas cargas orgánicas (incluyendo AOV) y el pH ligeramente ácidos sugieren que la degradación en ambos lisímetros llegó a la fase acidogénica, y que las relaciones DBO/DQO y SVT/ST sugieren que la recirculación de lixiviados es una opción potencial para tratar los lixiviados *in situ*.

- Ellis et al. (2005) estudiaron la degradación de RSU del RESA del Condado de Boone del Estado de Iowa bajo la recirculación de lixiviados tratados y no tratados. Utilizaron tres columnas (C1, C2, y C3) a escala piloto de PVC con un volumen efectivo de 1.000 l. La columna C1 se operó como un biorreactor RESA, pero su lixiviado fue primero tratado en un reactor anaeróbico de cama granular (SGBR) con un tiempo de retención de 48 horas, antes de recircularse a C1. La C2 también se operó como un biorreactor RESA, recirculándole sus lixiviados sin tratar, y la C3 operó como control sin recirculación de lixiviados. Concluyen que la recirculación de lixiviados mejoró la producción de biogás, y que el uso del SGBR puede ser una opción efectiva para el tratamiento de lixiviados y la estabilización de un RESA, pues la generación más alta de biogás se obtuvo en C1.
- Francois et al. (2007) estudiaron el efecto de la recirculación de lixiviados en la degradación de tres tipos de RSU: frescos (61,3 % de MO), de un RESA de ocho años (61,3 % de MO) y frescos fermentables (77,3 % de MO). Emplearon columnas en PVC transparente de 0,38 m de diámetro y 1,5 m de altura. El flujo de recirculación de lixiviados se estimó para mantener un 42 % de humedad base húmeda (% Hbh) y el flujo de infiltración de agua destilada se estableció con base a al promedio de precipitación pluvial observado en Francia (1099 mm/año que corresponde a 303,52 m<sup>3</sup>/ha). Concluyeron que la recirculación de lixiviados incrementó la cantidad de materia oxidable y la producción de biogás, además de que redujo la primera fase de degradación en los tres tipos de residuos y se observó acumulación de cloro, amonio y contaminantes orgánicos. Después de 400 días de biodegradación, en todas las columnas con recirculación parecieron estabilizarse, alcanzando DQO <300 mg/l y el potencial de CH<sub>4</sub>.
- Sinan et al. (2007) estudiaron el efecto de la recirculación de lixiviados en la degradación aeróbica y anaeróbica de RSU del RESA de Odayeri, Estambul, Turquía, en cuatro reactores a escala laboratorio (20 cm de diámetro y 200 cm de altura). Las condiciones de operación fueron: anaeróticamente con recirculación (AN1), anaeróticamente sin recirculación (AN2), aireación con recirculación (A1) y aeración sin recirculación (A2). Los RSU se cargaron a 500 kg/m<sup>3</sup>, previa caracterización. Se recircularon en total de 29,4 l de lixiviados a A1 y 35 l a AN1. Concluyeron que la aeración con recirculación fue la mejor para remover la materia orgánica y el amonio, además de que la recirculación de lixiviados fue más efectiva en la condición anaerobia que aerobia. Este trabajo no brinda información sobre la composición inicial y final de los RSU en los cuatro reactores; además no quedan claros los volúmenes y la frecuencia de las recirculaciones.
- Ravishankar et al. (2007) estudiaron el efecto de la frecuencia de la recirculación de lixiviados de RSU en la reducción de contaminantes en tres tipos de tecnologías de disposición. Para ello utilizaron columnas o lisímetros de vidrio y acero inoxidable de 18,4 l de volumen total (30,5 cm de diámetro y

91,5 de altura). Los RSU fueron colectados en el campus del Instituto Nacional de Tecnología Karnataka Surathkal de la India. Las columnas tipo 1 representaron un RESA con recirculación de lixiviados, otra columna operó como un tiradero a cielo abierto, al que se le adicionaron 1,25 l de agua por semana, y otra columna simuló un relleno seco. Se iniciaron las columnas tipo 1 adicionando 1,25 l de agua/día hasta que se acumularon 1,25 de lixiviados, que se recircularon. Estas columnas alcanzaron la saturación el día 42 y desde este día en adelante se les recircularon sus lixiviados una vez/semana y dos veces/semana. Concluyeron que la recirculación de lixiviados reduce la potencia de los constituyentes físicos y químicos a valores que llegan a estabilizarse, y también se reduce el volumen de ellos para posteriores tratamientos. En cuanto al incremento de la frecuencia de recirculación, se redujo tanto la potencia de sus constituyentes químicos como el volumen de lixiviado producido.

- Benbelkacem et al. (2010) estudiaron en Francia el efecto de los modos de inyección de lixiviados sobre la digestión anaerobia y producción de biogás en tres biorreactores escala de piloto de 1,2 m<sup>3</sup> de volumen, cargados cada uno con 412 kg de RSU. La operación del biorreactor A1 fue saturándolo con 390 l de lixiviados, al A2 se le recirculó 8 l/día y al A3 se le inyectaron 2 l/día de lixiviados por un periodo de 200 días. Como resultado obtuvieron que el A2 fue el primero en producir biogás, así como el de mayor generación, confirmando que el aumento del contenido de humedad es un parámetro clave para impulsar las reacciones biológicas y que la recirculación paulatina de lixiviados provee mejores resultados en términos de biogás que la saturación de lixiviado.
- Cuartas-Hernández (2012), en España, estudiaron la generación de biogás y la recirculación de lixiviados, para lo cual mejoraron el sistema de simulación denominado MODUELO V4, que contiene los subsistemas hidrológico, de biodegradación y asentamiento. En el simulador se plantearon tres casos: sin recirculación, con recirculación mediante riego superficial durante la explotación y con recirculación en pozos con prolongación en el periodo de posclausura. Obtuvieron como resultado de las simulaciones que la recirculación de lixiviados por riego superficial y por pozos favoreció la generación de biogás, debido a que aumenta la humedad máxima alcanzada y favorece los asentamientos de los RSU en los RESA.

Todos los anteriores trabajos, aun con sus limitaciones, demuestran que la recirculación de lixiviados incrementa la producción de CH<sub>4</sub>, debido a que el contenido de humedad (40-60 % Hbh) en los RSU y el flujo de humedad a través de las celdas estimulan la actividad microbiana al proveer un mejor contacto entre los sustratos insolubles y los nutrientes solubles con los microorganismos.

## CASOS DE ESTUDIO EN MÉXICO

La Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) reporta que la generación de RSU en México ha tenido un aumento del 35 % en un periodo de diez años, alcanzando 42.103 millones de toneladas de RSU en 2012, es decir, 361,4 kg/hab\*año y 0,99 kg/hab\*día. Si bien esta generación es un 32 % menor al promedio de la OCDE (530 kg/hab\*año), aún se tienen grandes retos, debido a que el 66 % se deposita en RESA, el 8 % en sitios controlados y el 21 % todavía en tiraderos a cielo abierto, y solo el 5 % se recupera para reciclaje (OCDE 2014; SEMARNAT 2014a).

El Estado de México es la entidad federativa que más contribuye con RSU; su generación reportada para 2012 fue de 6,8 millones de toneladas (16 % del total nacional), seguido del Distrito Federal (ahora Ciudad de México) con 4,9 millones de toneladas (12 %). Dicha entidad federativa cuenta con 28 RESA, 18 sitios controlados y 42 tiraderos a cielo abierto, donde según datos de la SEMARNAT su disposición correspondió a un 68 % en RESA, un 29 % en sitios controlados y un 3 % en tiraderos a cielo abierto (GEM-SCS 2013; SEMARNAT 2014a).

Vinculado con lo anterior, en los RSU, los residuos orgánicos (residuos de comida, de jardines y materiales orgánicos similares) representan el mayor porcentaje (52,4 %) en promedio a nivel nacional, seguidos del papel y cartón (13,8 %), que independientemente del tipo de sitio de disposición al que lleguen son fuente de producción de biogás a corto, medio y largo plazo. A continuación se presentan como ejemplo resúmenes de algunos trabajos realizados en México desde 2008 a 2014.

Hernández-Berriel et al. (2008) estudiaron la degradación anaeróbica de los RSU del sitio de disposición final de Metepec, en el Estado de México, simulando precipitación pluvial. Para ello se operaron durante 105 días biorreactores a escalas laboratorio (BLAB de 412,3 ml) y semipiloto (SPIL, de 14,4 l), a regímenes de humedad del 70 y 80 % de base húmeda (Hbh) mediante la adición de agua. A cada biorreactor se le cargó con RSU de acuerdo con la caracterización del sitio mencionado (50,6 % de residuos orgánicos y 49,4 % de inorgánicos), a una densidad de compactación de 400 kg/m<sup>3</sup> (figura 4.4.5). Los biorreactores con recirculación al 70 % Hbh alcanzaron 83 ml CH<sub>4</sub>/g seco-d y 71 ml CH<sub>4</sub>/g seco-d los de 80 % Hbh.

Los lixiviados producidos al régimen del 70 % Hbh presentaron valores de conductividad eléctrica, DQO y DBO mayores que los del 80 % Hbh durante las primeras ocho semanas (figura 4.4.6), aunque valores de pH similares durante el experimento (inicial de 7,1 y final de 6,2). En la tabla 4.4.8 se presentan las características fisicoquímicas de los residuos sólidos descargados al final del experimento, donde puede apreciarse que aquellos operados al 70 % Hbh fueron los que presentaron la mayor degradación, mientras que los blancos (sin recirculación) tuvieron la menor. Entre las conclusiones de este trabajo se reporta que los balances de agua y las determinaciones de humedad demostraron que los contenidos de humedad de 70 y 80 % Hbh solo se mantuvieron pocos días después de la adición de agua, alcanzando valores respectivamente de 54,8-59,5 % y 60,7-62,2 % Hbh al final del experimento.

La relación DBO/DQO al final del experimento fue de 0,68 para ambos regímenes, lo cual corroboró que, conforme a las condiciones de operación del sitio en estudio, la degradación es de baja a moderada.

La degradación de los RSU alcanzó la fase metanogénica el día 63, presentando la mayor generación de  $CH_4$  el régimen 70 % Hbh, mientras que en general los lixiviados de los biorreactores al 80 % Hbh mostraron la menor concentración, debido a un proceso de lavado. Los niveles de concentración de metales pesados y pH cumplieron con lo establecido por la NOM-001-ECOL-1996; sin embargo, la DBO excedió el límite permitido para agua residual.

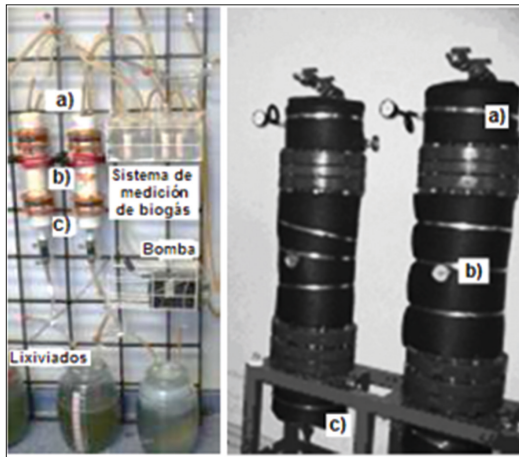


FIGURA 4.4.5. BLAB y SPIL, a) Domo, b) Cuerpo c) Fondo.

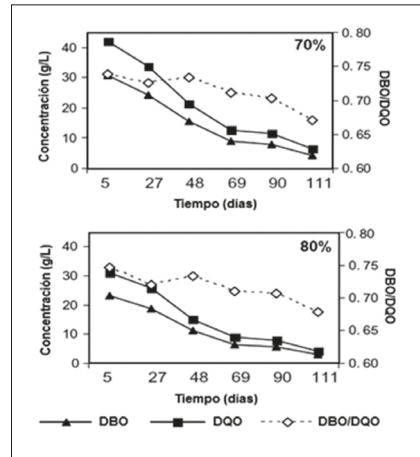


FIGURA 4.4.6. Dinámicas de lixiviados drenados en SPIL.

TABLA 4.4.8. Resultados en residuos sólidos descargados al final del experimento

Humedad de operación	Biorreactores a escala laboratorio (BLAB)				Biorreactores a escala semipiloto (SPIL)				
	Humedad (% Hbh)	TVS (%)	pH	MO (%)	Humedad (% Hbh)	TVS (%)	pH	MO (%)	Capacidad de campo (l/kg)
RSU iniciales	43,4	84,3	6,9	49,76	43,4	84,3	6,9	49,76	-
80 %	62,2	65,7	5,5	31,25	60,7	66,6	5,6	30,51	2,44
70 %	59,5	61,4	5,6	28,40	54,8	61,9	5,9	28,34	1,65
Blancos	34,18	72,9	6,2	36,15	38,3	73,8	6,6	36,49	-

Delgado-Hernández (2013) determinó el efecto de la recirculación de lixiviados en RSU a las tasas de 40 % V y 30 % V y a dos diferentes frecuencias (una vez por semana y dos veces por semana) en los parámetros fisicoquímicos: pH, DQO, sólidos totales (ST), SVT, N-NH<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y metales pesados. Para ello se cargaron y operaron durante 202 días cinco biorreactores escala piloto (BRX) con 90 kg de RSU provenientes del RESA del municipio de Zinacantepec (México) (figura 4.4.7) y se utilizaron lixiviados del mismo sitio para la recirculación.

Se caracterizaron los RSU del RESA físicoquímicamente, cuantificándoles 34,6 % de finos, 28,2 % de papel y cartón, 30,8 % de inorgánicos, 6,4 % de orgánicos, 25,29 % Hbh, 8,94 de pH, 46,18 % de SVT, 19,56 % de MO y 14,52 de C/N. Los resultados mostraron que al inicio del proceso la degradación fue mayor en el BRX recirculado una vez por semana al 30 % V (BRX-1-30); sin embargo, las condiciones climatológicas afectaron negativamente a todos los BRX, de manera que se prolongó la fase ácida (figura 4.4.8). Los metales, Cu, Cd, Fe, Mn y Zn, de la matriz de RSU se disolvieron, aumentando su concentración en los lixiviados, aunque posteriormente disminuyeron debido al fenómeno de sorción en la fracción orgánica de los RSU (figura 4.4.9). Los residuos degradados descargados (figura 4.4.10) de los BRX con recirculación presentaron valores de 43,36-50,49 % Hbh y 7,43-7,92 de pH, mientras que el blanco (sin recirculación) tuvo 14,45 % Hbh y un pH de 6,95.

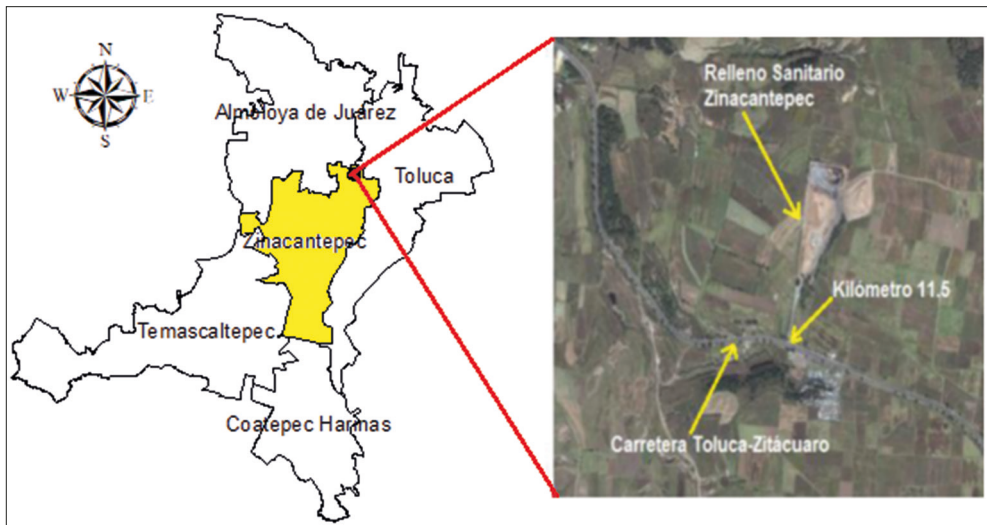


FIGURA 4.4.7. Ubicación del RESA de Zinacantepec.



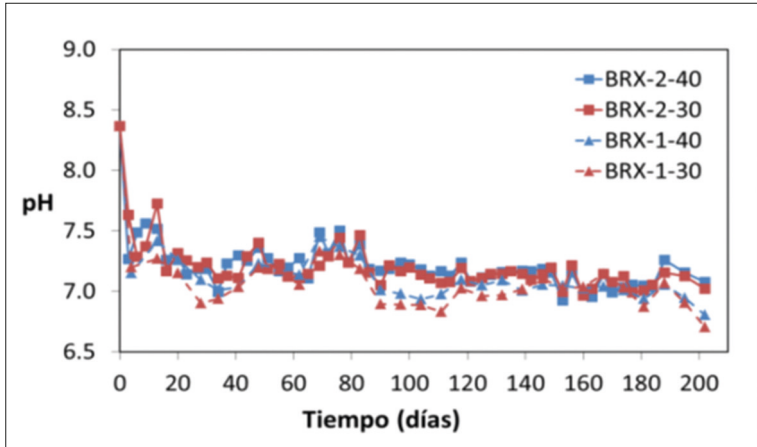


FIGURA 4.4.8. Dinámica de pH en lixiviado producido.

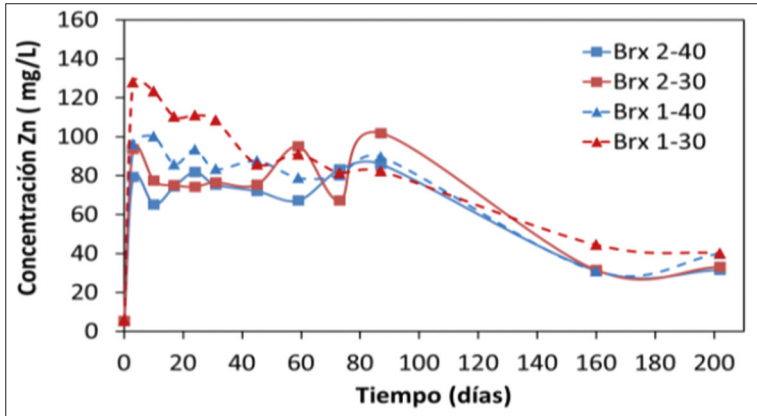


FIGURA 4.4.9. Dinámica de Zn en lixiviados producidos.

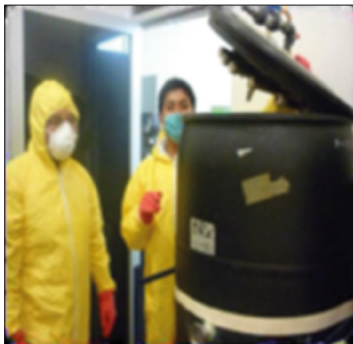


FIGURA 4.4.10. Desmontado de BRX.

Olay-Romero (2014) evaluó la producción de biogás y  $\text{CH}_4$  en 30 BLAB (figura 4.4.11), los cuales fueron cargados con 329,79 g de RSU del RESA de Zinacantepec (México) a una compactación de  $800 \text{ kg/m}^3$ . Se operaron en seis series de cinco BLAB cada una, que incluían un blanco y cuatro BLAB con recirculación de lixiviados maduros (LM, DQO =  $5.500 \text{ mg/l}$ ) los primeros 97 días y jóvenes (LJ, DQO =  $44.000 \text{ mg/l}$ ) los días 99 a 180, a las combinaciones de 30 % V una vez por semana (1-30), 30 % V dos veces por semana (2-30), 40 % V una vez por semana (1-40) y 40 % V dos veces por semana (2-40). Cada serie se fue desmontado y analizando periódicamente, para determinar la degradación de la materia orgánica (MO), y semanalmente se determinó la generación de biogás y concentración de  $\text{CH}_4$ . Los BLAB 1-40 fueron los de mayor producción acumulada de biogás ( $7,42 \text{ l/kgSVT}$ ), seguidos por los BLAB 2-40 ( $5,1 \text{ l/kgSVT}$ ), los BLAB 1-30 ( $0,88 \text{ l/kgSVT}$ ) y los BLAB 2-30 ( $0,49 \text{ l/kgSVT}$ ).

En la figura 4.4.12 se muestran las dinámicas de % v/v  $\text{CH}_4$  en el biogás. La producción de  $\text{CH}_4$  acumulado en los BLAB 1-40 fue la mayor ( $5,42 \text{ l kg}^{-1} \text{ STV}$ ) y estadísticamente diferente al resto de los BLAB. Los BLAB 2-40 fueron los segundos en producción de  $\text{CH}_4$  acumulado ( $3,55 \text{ l kg}^{-1} \text{ STV}$ ), seguidos por los BLAB 1-30 ( $0,5 \text{ l kg}^{-1} \text{ STV}$ ) y los BLAB 2-30 ( $0,08 \text{ l kg}^{-1} \text{ STV}$ ). En este trabajo se concluye que la recirculación de lixiviados jóvenes mejoró las condiciones en la matriz de RSU y favoreció la biodegradación acelerada, incrementando la generación de biogás y también de  $\text{CH}_4$ ; sin embargo, los contenidos de SVT y MO evidenciaron que no se logró la estabilización de los RSU, faltando sobre el 75 % de la fracción orgánica por biodegradada, debido en parte a la recirculación inicial de lixiviados maduros.



FIGURA 4.4.11. BLAB a  $20^\circ\text{C}$ .

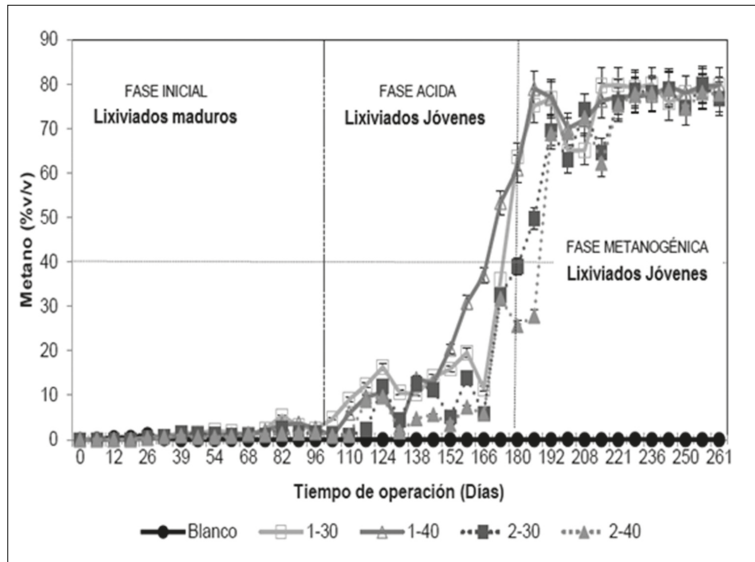


FIGURA 4.4.12. Dinámica de concentración de  $\text{CH}_4$  en biogás.

Hernández-Berriel et al. (2014) realizaron una investigación en BLAB de 412,3 ml (figura 4.4.13) con RSU del RESA de Pátzcuaro, en Michoacán, para determinar los objetivos siguientes: *a*) qué tasa de recirculación proporciona las mejores condiciones para la degradación anaeróbica acelerado (AD), y *b*) el rango óptimo de recirculación para generación de  $\text{CH}_4$ . Siguiendo el protocolo que se muestra en la figura 4.4.14, se realizaron dos experimentos; en el primero, denominado *intervalo exploratorio*, se operaron en parejas ocho BLAB con tasas de 15, 30, 60 y 120 % V. En un segundo experimento, denominado *intervalo acotado*, se operaron grupos de siete BLAB con tasas de 40, 60 y 80 % V, y siete como controles sin recirculación, desmontándose un BLAB de cada grupo periódicamente. Se dio seguimiento a la DA y al asentamiento en la matriz de RSU, así como a la producción de  $\text{CH}_4$  durante 201 días.

En la tabla 4.4.9 se muestra la composición de los RSU cargados en cada BLAB, a los que se les colocó una capa superficial de 32,15 g de suelo como material de cobertura de dicho RESA y se les compactó a  $600 \text{ kg/m}^3$ . Los BLAB se cerraron herméticamente y se sometieron a un barrido con  $\text{N}_2$  para desplazar el aire. Entre los principales resultados se tiene que se lograron establecer las fases de hidrólisis, acidogénica y metanogénica fermentativa, donde esta última fue alcanzada en relación inversa con las tasas de recirculación con excepción de los BLAB a 120 % V. Asimismo, asentamientos superiores al 12 % limitaron la DA y los BLAB a 120 % V tuvieron un efecto de lavado. En las figuras 4.4.15 y 4.4.16 se muestran las dinámicas de biogás acumulado y  $\text{CH}_4$  acumulado. Respectivamente se generaron 24,59, 19,72, 13,33 y 10,12 l  $\text{CH}_4$ /l de lixiviado recirculado con tasas de 30, 40, 60 y 80 % V, por lo que en estos términos el intervalo adecuado para la mayor generación de  $\text{CH}_4$  fue a las tasas de recirculación de 30 a 40 % V.

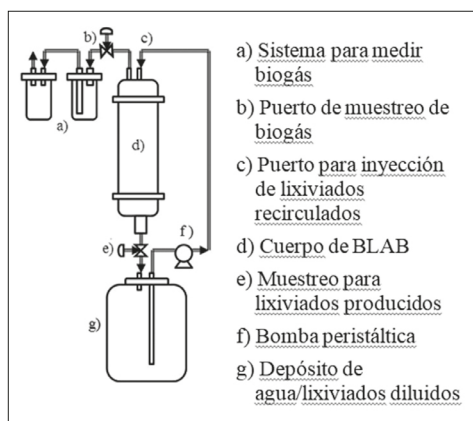


FIGURA 4.4.13. BLAB con recirculación de lixiviados.

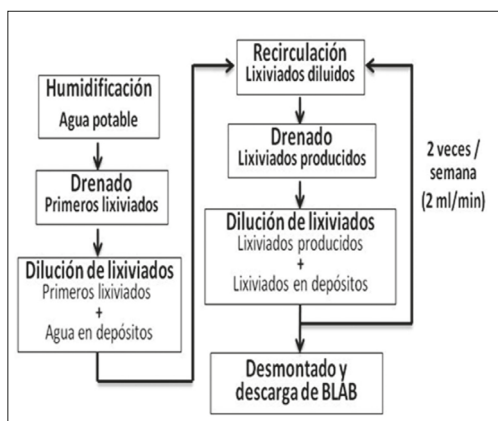


FIGURA 4.4.14. Protocolo de operación para la recirculación de lixiviados diluidos.

TABLA 4.4.9. Principales subproductos y cantidades utilizadas para mezcla inicial de RSU con % p/p, peso base húmeda

Subproductos	rsu		Subproductos	rsu	
	% p/p	g		% p/p	g
Residuos alimenticios	34,25	73,71	Material de construcción	1,91	4,10
Residuos de jardinería	31,86	68,56	Pañal desechable	1,89	4,06
Papel	5,97	12,84	Material ferroso	1,76	3,78
Plástico de película	4,74	10,20	Material no ferroso	1,31	2,83
Polietileno de alta densidad	3,81	8,21	Envase de cartón encerado	1,21	2,60
Vidrio	3,48	7,49	Cartón	1,07	2,30
Trapo	3,31	7,12	Unicel	0,76	1,64
PET	2,67	5,75	Total	100,00	215,19

% p/p, por ciento peso base húmeda.

Conforme a lo anteriormente presentado se puede concluir que el manejo apropiado de los contenidos de humedad y nutrientes en la matriz de RSU de las celdas de un RESA permite aumentar la velocidad de las reacciones bioquímicas, incrementar la producción de  $CH_4$  y, consecuentemente, disminuir el tiempo requerido para estabilizar la MO de los RSU en México.

Esto último representa una ventaja económica, social y ambiental, ya que permitiría recuperar en menos tiempo los sitios que fueron RESA o tiraderos controlados. Es por ello que se recomienda operar los RESA como biodigestores o biorreactores gigantes, para que se aproveche el  $CH_4$  como fuente de energía y se tienda a hacer sustentable su diseño, construcción y operación.

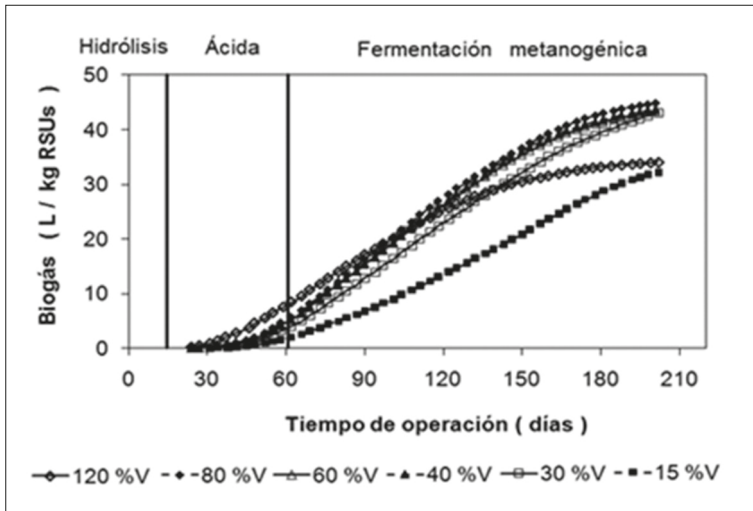


FIGURA 4.4.15. Producciones acumuladas de biogás.

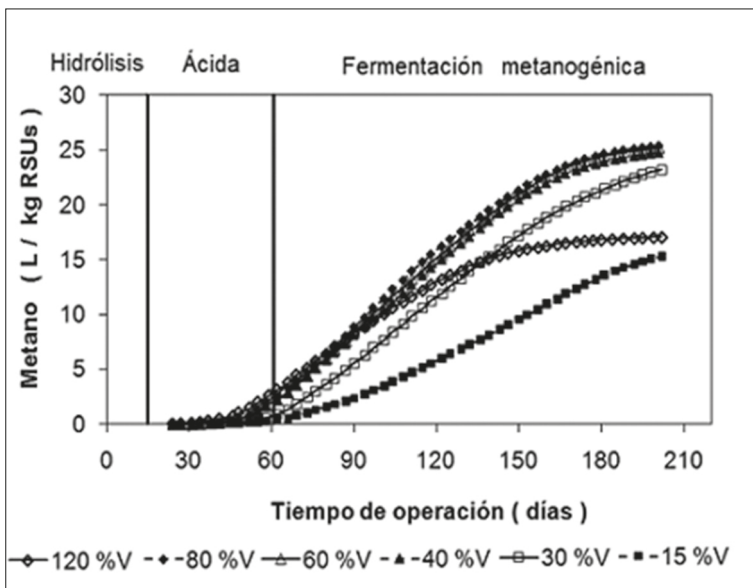


FIGURA 4.4.16. Producciones acumuladas de  $CH_4$ .

## BIBLIOGRAFÍA

Abdallah Mohamed y Kevin Kennedy. 2013. «Advanced Monitoring and Control of Anaerobic Digestion in Bioreactor Landfills. Biodegradation Engineering and Technology». *INTECH Open in science/Open minds*. Chapter 7: 162-190.

- Aiello-Mazzarri, C., F. K. Agbogbo y M. T. Holtzapple. 2005. «Conversion of municipal solid waste to carboxylic acids using a mixed culture of mesophilic microorganisms». *Elsevier. Bioresource Technology* 97(1): 47-56.
- Akesson, M. y P. Nilsson. 1998. «Material dependence of methane production rates in landfills». *Waste Management & Research* 16(2): 108-118.
- Alexander, M. 1979. *Introducción a la microbiología del suelo*. En Cap. 9, «Descomposición de la materia orgánica», y Cap. 12, «Descomposición de la lignina». USA: John Wiley & Sons, Inc., pp. 142-162 y 190-202.
- Alzate-Gaviria, L.M., A. Pérez-Hernández, V. G. Nevárez-Moorillón, N. Rinderknecht-Seijas y H.M. Poggi-Varaldo. 2003. «Comparación de dos sistemas anaerobios acoplados para la biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos». *Interciencia* 28(8): 436-442.
- Barlaz, M. A. 1996. «Microbiology of solid waste landfills». En *Microbiology of Solid Waste*. A. C. Palmisano y M. A. Barlaz (eds.), Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 541-557.
- Barlaz, M. A., W. E. Eleazer, W. S. Odle III, X. Qian y Y. S. Wang. 1997. *Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills. Project Summary. Research and Development EPA/600/SR-97/071 September 1997*. United States: Environmental Protection Agency, National Risk Management, Research Laboratory Agency, Research Triangle Park NC 27711, 237 pp.
- Barlaz, M. A., D. M. Schaefer y R. K. Ham. 1989. «Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a simulated Sanitary Landfill». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 55, 1: 55-65, USA.
- Baun, A. y T. H. Christensen. 2004. «Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review». *Waste Manage Res.* 22: 3-23.
- Benbelkacem H., R. Bayard, A. Abdelhay, Y. Zhang y R. Gourdon. 2010. «Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor». *Bioresource Technology*, 101: 5206-5212.
- Bergman, I., M. Klarqvist y M. Nilsson. 2000. «Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality». *FEMS Microbiology Ecology* 33: 181-189.
- Bitton, G. 2005. *Wastewater microbiology*. 3.<sup>a</sup> ed. Hoboken, USA and Canada: John Wiley & Sons, Inc., pp. 350-354.
- Calace, N., A. Massimiani, B. M. Petronio y M. Pietroletti. 2001. «Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach». *Chemosphere* 44: 1025-1031.
- Chugh, S., W. Clarke, P. Pullammanappallil y V. Rudolph. 1998. «Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation». *Waste Management & Research* 16: 564-573.
- Cuartas-Hernández, M. 2012. *Optimización del diseño de vertederos de residuos sólidos basada en modelización*. Tesis doctoral. Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Davis, L. M. y S. J. Masten. 2005. «Ingeniería de Residuos Sólidos». En *Ingeniería y Ciencias Ambientales*. México: McGraw Hill.

- Delgado-Hernández, M. C. 2013. *Estudio de parámetros fisicoquímicos en lixiviados recirculados en residuos sólidos urbanos*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental, Instituto Tecnológico Toluca.
- Ellis, G. T., J. Park, E. Debik y S. Smith. 2005. *Evaluation of Leachate Treatment and Recycle Options at the Boone County Landfill. Proceedings of The Twenty International Conference on Solid Waste Technology and Management*. Philadelphia, PA, p. 989.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2011. *Environmental Protection Agency. Guía para el aprovechamiento o quema del biogás en rellenos sanitarios*. Recuperado el 8 de septiembre de 2015 de: <https://www.globalmethane.org/activities/search.aspx>.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2014. *Wastes-Non-Hazardous Waste-Municipal Solid Waste. Biorreactors*. Recuperado el 20 de enero de 2014 de: <http://www.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/landfill/bioreactors.htm>.
- Fielding, E. R., D. B. Archer, E. C. Demacario y A. J. L. Macario. 1988. «Isolation and characterization of methanogenic bacteria from landfills». *Environmental Microbiology* 54: 835-836.
- Foth y Van Dike. 2004. *Update Research Report on Bioreactor Landfills, Landfill Leachate Recirculation and Landfills with Methane Recovery*. Minnesota: Foth & Van Dike and Associates, Inc. September.
- Francois, V., G. Feuillade, G. Matejka, T. Lagier y N. Skhiri. 2007. «Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns». *Waste Management and Research* 27(9): 1259-1272.
- GEM-SCC (Gobierno del Estado de México-Secretaría de Seguridad Ciudadana). 2013. *Programa de Protección civil para basureros, 2013*. Recuperado el 27 de julio de 2015 de: [http://portal2.edomex.gob.mx/idcprod/groups/public/documents/edomex\\_archivo/dgproteccion\\_civil\\_pdf\\_ppcb13.pdf](http://portal2.edomex.gob.mx/idcprod/groups/public/documents/edomex_archivo/dgproteccion_civil_pdf_ppcb13.pdf).
- Gerardi, M. H. 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digester*. Wiley-Interscience. USA, 84 pp. ISBN: 0-471-20693-8.
- Hernández-Berriel, M. C., M. C. Mañon-Salas, O. Buenrostro-Delgado, J. M. Sánchez-Yañez y L. Márquez-Benavides. 2014. «Landfill leachate recirculation. Part I: Solid waste degradation and biogas production». *Environmental Engineering and Management Journal* 13(10): 2687-2695. México D.F.
- Hernández-Berriel, M. C., L. Márquez-Benavides, D. J. González-Pérez y O. Buenrostro-Delgado. 2008. «The effect of moisture regimes on anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico)». *Waste Management* S28: 14-20.
- Hossain, M. S., M. A. Gabr y M. A. Barlaz. 2003. «Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition. ASCE». *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 12: 1151-1158.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2012. *Inventario nacional de emisiones de gases de efecto Invernadero*. Recuperado el 9 de junio de 2014 de: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/685/inventario.pdf>.
- Jokela, J. P. Y., R. H. Kettunen y J. A. Rintala. 2002. «Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects

- of source separation and aerobic treatment». *Waste Management & Research* 20: 424-433.
- Kalyuzhnyi, S., M. Gladchenko y A. Epov. 2003. «Combined anaerobic-aerobic treatment of landfill leachates under mesophilic, submesophilic and psychrophilic conditions». *Water Science and Technology* 48(6): 311-318.
- Kelly, R. J., Bradley D. Shearer, Jongmin Kim, C. Douglas Goldsmith, Gary R. Hater, John T. Novak. 2006. «Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability». *Waste Management* 26: 1349-1356.
- Kjeldsen, P., M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin y T. H. Christensen. 2002. «Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32(4): 297-336.
- Klink, R.E. y R. K. Ham. 1982. «Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples». *Resource Recovery and Conservation* 8: 29-41.
- Ladapo, J. A. y M. A. Barlaz. 1997. «Isolation and characterization of refuse methanogens». *Journal of Applied Microbiology* 82: 751-758.
- Laia, T. E., A. Nopharatanaa, P. C. Pullammanappallil y P. W. Clarke. 2001. «Cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste». *Bioresource Technology* 80(3): 205-210.
- Lobo, A., M.C. Hernández-Berriel y C. Mañón-Salas. 2015. «Biorrellenos: Perspectivas tras Dos Décadas de Experiencias en el Mundo». *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. En impresión.
- Martinko, J., J. Parker y D. Clark. 2009. *Brock, Biología de los microorganismos*. 12.<sup>a</sup> ed. Madrid: Pearson Addison Wesley. ISBN: 978-84-7829-097-0.
- Márquez-Benavides, L. 2004. *Study of the Effect of Soil Inclusion on the Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste*. Tesis doctoral. United Kingdom: Department of Bioscience, University of Strathclyde in Glasgow.
- OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 2014. «Municipal Waste». En *OECD Factbook 2014, Economic, Environmental and Social Statistics*. Recuperado el 20 de mayo de 2014 de: [http://www.oecd-ilibrary.org/economics/oecd-factbook\\_18147364](http://www.oecd-ilibrary.org/economics/oecd-factbook_18147364).
- Olay-Romero, E. 2014. *Biodegradación de residuos sólidos urbanos con recirculación de lixiviados a dos tasas y dos frecuencias*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental en el Instituto Tecnológico de Toluca, México.
- Orozco-Barrenetxea, C. A., M. N. Pérez-Serrano, F. J. González-Delgado, Rodríguez-Vidal y J. M. Alfayate-Blanco. 2003. *Contaminación Ambiental*. Madrid: Thomson, pp. 512-520.
- Palma, G. J. H., T. P. I. Valenzuela y A. R. H. Espinace. 2000. *Reducción de los Tiempos de Estabilización en Rellenos Sanitarios Operados con Recirculación de Lixiviados Tratados*. Memorias. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS). Porto Alegre Rio Grande do Sul Brasil. Del 3 al 8 de diciembre de 2000. CD-ROM.



- Pourcher, A., L. Sutra, I. Hébé, G. Moguedet, C. Bollet, P. Simoneau y L. Gardan. 2001. «Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill». *FEMS Microbiology Ecology* (34): 229-241.
- Qian, X. y M. A. Barlaz. 1996. «Enumeration of anaerobic refuse decomposing microorganisms on refuse constituents». *Waste Management and Research* 14(2): 151-161.
- Ravishankar, R., P. Ravichandra y G. Mugeraya. 2007. *Effect of MSW Leachate Recirculation Frequency on Contaminants Reduction. Proceedings of The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management*. Philadelphia, PA, p. 258.
- Reinhart, D. R. y A. B. Al-Yousfi. 1996. «The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics». *Waste Management and Research* 14: 337-346.
- Reinhart, D. R., H. Amini y S. C. Bolyard. 2012. «The Role of Landfills in US Sustainable Waste Management». *Environmental Engineer: Applied Research and Practice, American Academy of Environmental Engineers and Scientists* 15: 1-6. Recuperado el 1 de junio de 2014 de: <http://www.aaees.org/downloadcenter/EESAppliedResearchandPracticeV15P1.pdf>.
- Reinhart, R., P. McCreanor y T. Townsend. 2002. «The bioreactor landfill: its and future». *Waste Management and Research*, vol. 20, 2: 172-186. USA. ISSN: 0734-242X.
- Ritzkowski, M. y R. Stegmann. 2012. «Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings». *Waste Manage* 32: 1411-1419.
- Robles-Martínez, F. 2008. *Generación de Biogás y Lixiviados en los Rellenos Sanitarios*. México DF: Publicaciones Instituto Politécnico Nacional. ISBN: 978-970-36-0486-9.
- Sang, N. N., S. Soda, D. Inoue, K. Sei y M. Ike. 2009. «Effects of intermittent and continuous aeration on accelerative stabilization and microbial population dynamics in landfill bioreactors». *Elsevier. Journal of bioscience and bioengineering*, vol. 108, 4: 336-250.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014a. *El Medio Ambiente en México 2013-2014*. Recuperado el 5 de agosto de 2015 de: [http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe\\_resumen14/](http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/).
- SEMARNAT. 2014b. *Marco jurídico del sector medio ambiente. Normas mexicanas del sector ambiental*. Recuperado el 6 de diciembre de 2014 de: <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/normas-mexicanas>.
- SEMARNAT. 2014c. *Marco jurídico del sector medio ambiente. Normas oficiales mexicanas*. Recuperado el 6 de diciembre de 2014 de: <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/normas-oficiales-mexicanas>.
- Sinan, B. M., A. Demir y B. Ozkaya. 2007. «Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes». *Journal of hazardous materials* 143(2): 177-183.
- Swati, M., J. Kurgan y R. Nagendran. 2005. *Bioreactor landfill lysimeter studies on Indian urban refuse*. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste

- Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari: CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil. 1993a. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. En: *Evolución de la gestión de residuos sólidos*. México, DF: McGraw-Hill-Interamericana de España, vol. I: 279-366.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil. 1993b. «Gestión Integral de Residuos Sólidos». En *Evacuación de residuos sólidos y rechazos*. México, DF: McGraw-Hill-Interamericana de España, vol. I: 433-484.
- YCPW. 2006. *Full scale bioreactor landfill for carbon sequestration and greenhouse emission control. Final Technical Progress Report*. D.O.E. Award Number DE-FC26-01NT41152. Yolo County Public Works. Recuperado el 1 de junio de 2014 de: <http://www.yolocounty.org/home/showdocument?id=1528> 06/01/2014.

# **Capítulo 5**

---

## **Producción de biogás en vertederos controlados**

## **5.1. Caso exitoso de superación de desafíos para la transformación de residuos en una energía limpia**

Marcel Szantó Narea, mszanto@ucv.cl

Gaston Caceresa

Sergio Durandean

Arturo Arias

Martine Oddou

*Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (Chile)*

### **INTRODUCCIÓN**

El relleno sanitario Loma Los Colorados inició sus operaciones en 1996, siendo el primer depósito de residuos del país que aprobó su proyecto mediante un estudio de impacto ambiental. Se ubica en la región metropolitana, a 60 kilómetros al norte de la ciudad de Santiago, capital de Chile.

Este relleno sanitario es el de mayor envergadura del país, recibiendo el 57 % de los residuos sólidos domiciliarios de la región, equivalentes a 23 municipalidades y a cerca de 1,8 millones de toneladas de residuos anualmente. La vida útil de este relleno se estima que concluirá en 2045.

Es importante mencionar que la región metropolitana de Santiago fue declarada zona saturada de contaminantes en 1996, lo que obliga a cualquier fuente o emisión que se instale después de 1997 a reducir sus emisiones por debajo de los límites establecidos en el cuerpo legal que rige las emisiones de la capital del país, o a compensarlas con otra fuente que posea reducción de emisiones certificadas. Esta norma obliga al tratamiento de los gases de escape o su compensación.

En 1998 se instaló uno de los más modernos sistemas de captura y destrucción de biogás de Latinoamérica. Este sistema consistió en la construcción en el relleno sanitario de pozos conectados en red para alimentar una antorcha con capacidad de quema de 1.000 m<sup>3</sup>/h. La temperatura de quema era sobre los 1.100 °C y aseguraba la destrucción de más del 99,99 % de los componentes presentes en el biogás.

En 2006 se registró un proyecto de bonos de carbono (*Clean Development Mechanism*), basado en la metodología ACM 001 y ACM 002, consistente en la quema controlada de biogás o su aprovechamiento energético con fines de generación eléctrica. Con este proyecto se amplió y modernizó el sistema de captación y abatimiento de biogás del relleno sanitario.

El inicio de la operación de generación eléctrica a pequeña escala empezó en 2009 con la puesta en marcha de la Central Loma Los Colorados I, instalación compuesta de dos motores Waukesha APG1000 de 1 MW de capacidad cada uno, los

cuales permitieron a la empresa conocer el potencial real de generación de electricidad con base en biogás, tecnología que hasta ese momento no era usada en el país. En 2011 comenzó la operación de la Central Loma Los Colorados II, la cual, en su fase final, considera la instalación de 28 equipos de generación de energía eléctrica en el año 2026, una subestación eléctrica de 110 kV de tensión y su respectiva línea de transmisión.

## MODELO DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

La generación de biogás del RSLLC fue estimada según el modelo Landgem, que considera en particular la caracterización de residuos y las condiciones climáticas según la fórmula:

$$Q_t = k \cdot L_0 \cdot \sum_{i=1}^n M_i \cdot e^{-kT_i}$$

Donde Q = tasa de producción anual (m<sup>3</sup>/año), k = constante de degradación (depende de clima), L<sub>0</sub> = potencial de generación de gas (m<sup>3</sup>/t) (depende del tipo de residuos), M<sub>i</sub> = masa dispuesta en el año i, y T<sub>i</sub> = edad de la submasa i (años).

Los valores utilizados en el cálculo del biogás potencialmente generado por el relleno sanitario son los siguientes:

L<sub>0</sub>: 79.78 m<sup>3</sup> de metano (a 1,0 atm y 0 °C) por tonelada total de residuos.

K: 0,07 (1/yr)

Para calcular el valor de L<sub>0</sub> se ha utilizado la caracterización de los residuos dispuestos en el relleno sanitario. Esta instalación recibe residuos domiciliarios provenientes en su mayoría de la ciudad de Santiago. También recibe residuos domiciliarios de comunas aledañas al relleno y residuos asimilables de industrias.

Los residuos que ingresan al relleno sanitario poseen la composición promedio presentada en la figura 5.1.1.

Desde el inicio de su operación, en 1996, el relleno sanitario ha recibido más de 30,4 millones de toneladas de residuos.

Para calcular el valor de k se han utilizado las condiciones de precipitaciones de la región metropolitana de Santiago, que corresponde a 350 mm como promedio anual. Finalmente, la generación de biogás se puede proyectar según la curva presentada en la figura 5.1.2.

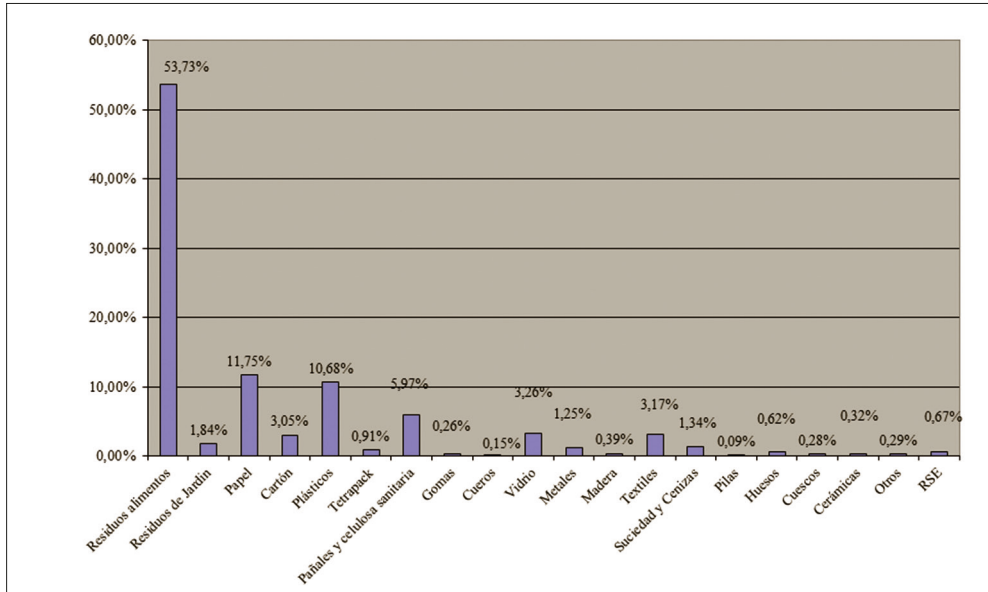


FIGURA 5.1.1. Composición promedio de residuos sólidos domiciliarios dispuestos en RSLLC.

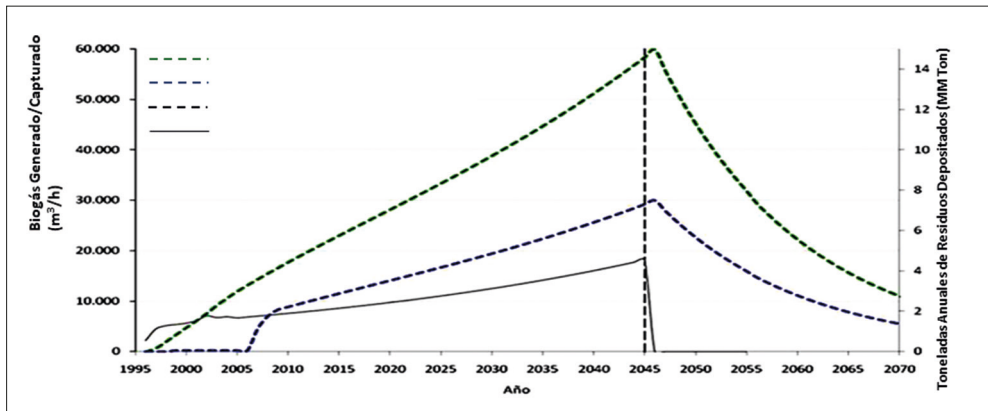


FIGURA 5.1.2. Producción teórica de biogás en RSLLC.

## PROCESO TÉCNICO

### Pozos de biogás

El volumen aproximado de generación de biogás en la actualidad es de 9.600 m<sup>3</sup>/h con un contenido de metano del 48 % en promedio. Esta producción proviene de una red de 423 pozos verticales distribuidos en la superficie del RSLLC, dentro de los cuales 324 están actualmente conectados a la red. Los otros, debido a

su ubicación, edad u otra razón operativa, se encuentran desconectados o cerrados. Estos pozos están equipados con cabezales y están conectados mediante estos a una red de tuberías de distinto diámetro con una longitud total de 17,6 km.

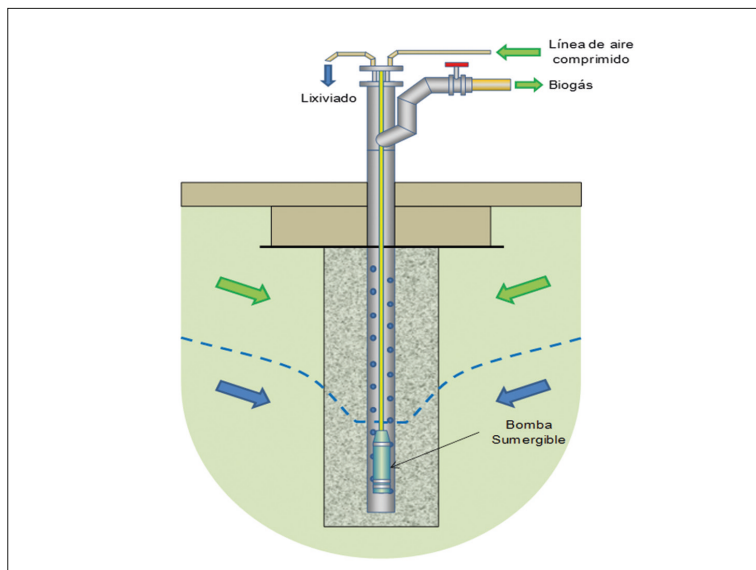


FIGURA 5.1.3. Perfil de un pozo.



FIGURA 5.1.4. Cabezales.

La tubería matriz que circunda el relleno sanitario posee una capacidad de transporte de hasta 35.000 m<sup>3</sup>/h y corresponde a una tubería de 630 mm de HDPE termofusionada.

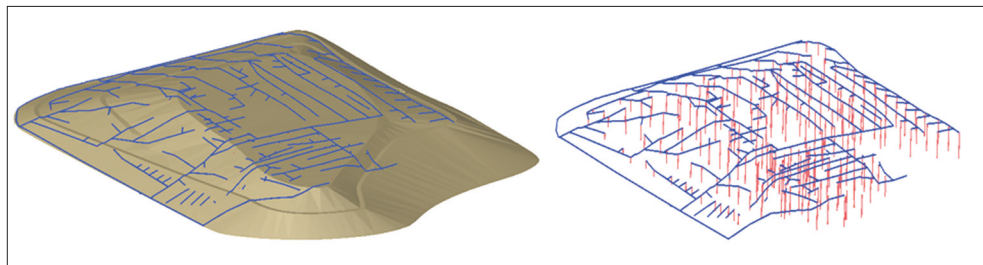


FIGURA 5.1.5. Red de tubería y pozos en el RSLLC.

### Antorcha

Después del campo de pozos, el biogás es succionado por tres *blowers* hasta la planta de succión. En caso de problemas en la generación de electricidad en los motores, el biogás puede ser quemado en tres antorchas cerradas de 5.000 m<sup>3</sup>/h de capacidad cada una.

### Pretratamiento de biogás

Una vez que el biogás es captado y conducido hasta la estación de bombeo, se aumenta su presión para pasar a la etapa de limpieza.



FIGURA 5.1.6. Planta de tratamiento de biogás.



La etapa de limpieza está compuesta por tres unidades:

- Filtrado de partículas
- Secado por condensación
- Filtrado de siloxanos

El filtro de partículas es una unidad que retiene todo material cuyo diámetro sea mayor a 0,9 micras. Los materiales retirados son principalmente partículas de arena arrastradas por el sistema de extracción de biogás desde los pozos construidos en el relleno hasta esta etapa. El filtro está constituido por material coalescente (filtro de partículas) y se hace pasar el biogás con una presión de 20 mbares.

Mediante el descenso rápido de la temperatura se logra condensar el vapor de agua que contiene el biogás, el cual al precipitar reduce la humedad y las partículas finas de arena contenidas en el biogás menores a 0,9 micras de diámetro.

Finalmente, el proceso de acondicionamiento del biogás concluye con la remoción de siloxanos en filtros de tamiz molecular regenerables (SRS) y en filtros de carbón activado. Estos filtros reducen la concentración de siloxanos en el biogás desde 100 mg/m<sup>3</sup> a valores inferiores a 5 mg/m<sup>3</sup>, por requerimiento de garantías de los equipos. Adicionalmente, esta limpieza en la fase inicial ayuda a reducir las emisiones de escape de los motores.

Cuando el biogás sale del proceso de limpieza, presenta las siguientes características:

- Contenido de metano: 48 %
- Contenido de oxígeno: 2,5 %
- Contenido de dióxido de carbono: 38 %
- Gases trazas: <5 mg/m<sup>3</sup> siloxanos
- Presión: 3 PSI
- Temperatura del biogás: 30 °C

Es necesario mencionar que el biogás acondicionado se inyecta a un *manifold* de admisión, el cual suministra el combustible a los 14 equipos de generación instalados en la Central Loma Los Colorados.

Hasta la fecha, el sistema de limpieza es capaz de entregar de manera permanente sobre 9.000 m<sup>3</sup>/h de biogás, el cual produce a su vez cerca de 20 MW eléctricos. La capacidad de tratamiento de esta planta es de 9.000 m<sup>3</sup>/h lo que significa que para la ampliación de la CLLC II, cuyo inicio se proyecta para 2015, se deberá construir una estación de limpieza de similares características, dado que esta no admite crecimiento modular.

## **Motores de generación eléctrica**

La Central Loma Los Colorados está compuesta por 14 motogeneradores de mezcla pobre GE Jenbacher modelo J420 GS. Estos equipos tienen una potencia nominal de 1413 kWe y su configuración mecánica es de 20 cilindros en V, con 61 litros de desplazamiento, turboalimentado.

La generación se realiza en 400 V y cada equipo consume a plena carga 670 m<sup>3</sup> de biogás por hora, con una concentración media de 48 % de metano. Los motogeneradores poseen una eficiencia eléctrica de un 42 % de promedio.

El crecimiento de la generación eléctrica, y por tanto del número de equipos instalados, depende de la producción de biogás en el relleno sanitario. De acuerdo con las proyecciones desarrolladas por el equipo técnico de la empresa, en 2026 se contaría con una potencia instalada de 28 MW.

## **Generación de electricidad**

El motogenerador está compuesto por un motor de combustión interna y un generador eléctrico acoplado en la punta del motor que genera la electricidad en 400 V. Mediante transformadores de media tensión conectados al equipo de generación, la energía es elevada en primera instancia a 23.000 V.

## **Equipos de limpieza de gases de escape**

Los gases producidos por los motogeneradores de biogás deberán ser tratados de manera que se reduzcan las emisiones de dióxido de azufre, óxido nitroso, monóxido de carbono y material particulado. Todo esto dado que la región metropolitana de Santiago fue declarada zona saturada de contaminantes en 1996, lo que obliga a cualquier fuente o emisión que se instale después de 1997 a reducir sus emisiones por debajo de los límites establecidos en el cuerpo legal que rige las emisiones de la capital del país o a compensarlas con otra fuente que posea reducción de emisiones certificadas.

El sistema de abatimiento de los gases anteriormente mencionados corresponde a dos sistemas de reducción de contaminantes que trabajan en serie para cumplir con la normativa vigente.

La reducción de monóxido de carbono se realiza mediante filtros de oxidación catalítica. La oxidación catalítica se basa en la utilización de catalizadores que aceleran las reacciones químicas que transforman el monóxido de carbono en dióxido de carbono, y permiten que las reacciones ocurran a temperaturas mucho más bajas que en otros sistemas, no requieren el consumo de energía y permiten un tiempo de residencia más corto dentro del reactor. Las emisiones de monóxido antes de la oxidación catalítica son de 600 ppm, y tras esta, de 100 ppm, lo que representa una eficiencia de remoción del 83 %.

Para la reducción de óxido nitroso se utiliza un filtro reductor catalítico selectivo o SCR, el cual mediante la adición de urea en disolución permite bajar las concentraciones de  $\text{NO}_x$  de 500 a 50 ppm, representando una reducción media de un 90 %.

La planta de acondicionamiento de biogás retira del combustible principalmente la humedad y los siloxanos, lo que permite asegurar que las emisiones de escape de estos contaminantes se mantengan siempre bajo la normativa de referencia. Como mencionamos anteriormente, este proceso de limpieza a la salida se ve influenciado por la humedad y los siloxanos removidos en la fase de filtrado inicial.

## Transmisión

Después de que la energía eléctrica sea conducida a la subestación que se ubica en el mismo predio, se transmite en 110.000 V hasta el punto de inyección en el sistema eléctrico chileno.

El sistema eléctrico chileno permite que pequeños generadores puedan comercializar su energía en un sistema de inyección/retiro, donde participan productores y consumidores. La Central Loma Los Colorados inyecta energía al Sistema Interconectado Central, el cual es una red eléctrica que une de norte a sur el país en una longitud de aproximadamente 2.100 km.

El punto de inyección al sistema interconectado central está ubicado al sur de la planta (figura 4.4.7), distante a 21 km, punto en el cual la energía generada por KDM ingresa en la red, a través de la subestación Punta Peuco, abasteciendo con energía eléctrica a una población de 250.000 personas.



FIGURA 5.1.7. Subestación elevadora Loma Los Colorados.

## MEDICIONES Y SEGUIMIENTOS

Todo el proceso necesita la realización de mediciones de diversos parámetros en el biogás para asegurar su producción en términos de calidad y cantidad. Se trata de exigencias tanto técnicas como medioambientales.

En el campo de pozos, se realizan mediciones de metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), oxígeno ( $\text{O}_2$ ), temperatura y flujo, con frecuencia semanal. Estas mediciones se realizan con equipos portátiles: GEM 2000 y GEM 2000 PLUS.

Basándose en las mediciones de campo, se realizan periódicamente ajustes en la presión de succión de cada pozo, para mantener vacío en boca de pozo en rangos de 30 a 40 mbares. Este ajuste se realiza calibrando el cabezal en la apertura que el operador determina, en particular con base en las lecturas de oxígeno del equipo que puede afectar al uso posterior del biogás. Tanto las antorchas (cada vez menos empleadas) como los motores necesitan concentraciones mínimas de metano en el biogás. Cuando se encuentra presencia de oxígeno en cantidades más importantes bajan las concentraciones de metano, lo que puede comprometer toda la cadena de producción eléctrica que viene de atrás.

El biogás que se capta de los pozos es transportado a la planta de succión de biogás, donde es analizado y se miden en continuo los siguientes parámetros:

- Metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y oxígeno ( $\text{O}_2$ ) mediante un analizador Siemens modelo Ultramat 23
- Flujo másico mediante flujómetros FCI ST98
- Temperatura con termocuplas
- Presión con transmisores de presión

Estas mediciones permiten confirmar la calidad global del biogás que llega hasta los procesos posteriores, ajustando su uso y tratamiento.

Cuando el destino del biogás es la planta de generación eléctrica, se debe proceder a su limpieza. Para que este proceso pueda desarrollarse, se realizan las siguientes mediciones:

- Flujo en continuo con flujómetro FCI ST98
- Temperatura en continuo con termocuplas
- Presión en continuo con transductores de presión
- Energía generada en continuo con un medidor de energía eléctrica ION 8600 marca Schneider Electric

Una vez que se genera la electricidad, se debe medir la calidad de los gases de escape, en concordancia con la legislación local. Para estas verificaciones se realizan mediciones de material particulado mediante un muestreo isocinético (*isokinetic sampling*) y mediciones de  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  y  $\text{COV}$  con frecuencia anual en laboratorios externos.

## **Marco regulatorio**

El ámbito regulatorio en el cual se enmarca la generación de energía renovable a partir de biogás de un relleno sanitario contempla a la vez normativas medioambientales y normativas ligadas a la generación eléctrica, además de todas aquellas comunes al desarrollo de actividades económicas.

## **Normativa medioambiental**

### ***Ley 19.300 de Bases de Medio Ambiente***

Entró en vigencia en 1997 y regula los aspectos fundamentales del derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación, la protección del medio ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental. Como consecuencia de lo anterior, establece el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, cuya finalidad es evaluar los proyectos susceptibles de causar impacto ambiental.

Entre los proyectos que deben someterse a evaluación se encuentran los proyectos de saneamiento ambiental como los rellenos sanitarios, las centrales generadoras de energía mayores de 3 MW y líneas de transmisión eléctrica de alto voltaje y sus subestaciones, que corresponden a los alcances del proyecto presentado.

### ***Decreto Supremo 189 sobre las condiciones sanitarias y de seguridad básica en los rellenos sanitarios***

Entró en vigencia en 2008 y establece las regulaciones que se deben seguir durante la selección del sitio, diseño, construcción, habilitación y operación y cierre y abandono de un relleno sanitario.

El diseño del relleno sanitario deberá contar, entre otras cosas, con un sistema de manejo de biogás que considere la mayor extracción posible de biogás generado durante las etapas de operación y cierre de la instalación. Para esto se debe contemplar la utilización del biogás extraído y en caso de que no sea posible, tanto parcial como totalmente, el biogás no utilizado deberá ser sometido a un proceso que garantice el control de riesgo de formación de mezclas explosivas en el interior y exterior del terreno.

Asimismo, este reglamento regula el monitoreo y control de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales, lixiviados y biogás.

## ***Plan de Prevención y de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana (PPDA)***

Tiene por objeto cumplir con las normas primarias de calidad ambiental de aire vigentes, asociadas a los contaminantes: material particulado, ozono, monóxido de carbono, óxido nitroso y dióxido de azufre. En él se indica las fuentes estacionarias que deben compensar para cada contaminante.

### **Normativa eléctrica**

#### ***Ley 19.940, llamada también Ley Corta I***

Publicada en el diario oficial en 2004 regula el sistema de transporte de energía eléctrica y establece un nuevo régimen de tarifas para sistemas eléctricos con la finalidad de asegurar el suministro eléctrico y mejorar la interconexión entre los sistemas interconectados existentes en el país.

Asimismo, libera del pago total o de una porción de los peajes por el uso de la inyección al sistema de transmisión troncal a los generadores de fuente no convencional cuyo excedente de potencia suministrada sea inferior a 20 MW. En el caso de los generadores con capacidad menor a 9 MW, la tarifa del peaje por transporte será nula.

#### ***Ley 20.257, conocida como Ley de Energías Renovables No Convencionales***

Fue publicada en 2008 y establece que cada empresa eléctrica que efectúe retiros de energía desde los sistemas eléctricos de capacidad superior a 200 MW debe acreditar que el 10 % de su energía provenga de fuentes renovables no convencionales propias o contratadas. El aumento será gradual: entre los años 2010 a 2014 será del 5 % e irá aumentando un 0,5 % cada año, llegando en 2024 al 10 % de energía proveniente de fuente no convencional. Esta ley se rige por los contratos celebrados con fecha entre 31 de agosto de 2007 y 1 de julio de 2013.

#### ***Ley 20.698, que propicia la ampliación de la matriz energética mediante fuentes renovables no convencionales. También conocida como Ley 20/25***

Fue publicada en 2013 y viene a complementar la Ley 20.257. Para los contratos celebrados con posterioridad al 1 de julio de 2013, las empresas eléctricas que efectúen retiros de energía desde los sistemas eléctricos de capacidad superior a 200 MW deben acreditar que el 5 % de su energía provenga de fuentes renovables no convencionales propias o contratadas en 2013, con un incremento del 1 % a partir

de 2014 hasta llegar al 12 % en 2020, e incrementos del 1,5 % a partir de 2021 hasta llegar al 18 % en 2024, y un incremento del 2 % en 2025 para llegar al 20 %.

## ASPECTOS ECONÓMICOS

Los ingresos del proyecto están ligados a la venta de energía eléctrica. En la actualidad la central vende el 100 % de su energía al sistema interconectado. Las tarifas son variables dentro de cada hora y dependen de un balance entre la oferta de energía y la demanda de esta. De modo general, el precio promedio anual de la energía eléctrica en Chile se ha situado en valores alrededor de US\$140 por MW durante los últimos años, debido tanto a efectos de sequía prolongada como a la falta de nuevos proyectos, en un ambiente de demanda eléctrica creciente.

Adicionalmente y basado en la Ley de Fomento de la Energía Renovable no Convencional, la Central Loma Los Colorados posee ingresos por un «bono verde» o atributo ERNC, que corresponde a un certificado donde se reporta el origen de la energía basada en fuentes renovables y por tanto amigables con el medio ambiente. Este bono por energía verde se puede comercializar actualmente entre US\$10 y US\$15 por MW.

Estos dos valores, así como los pagos por potencia firme, corresponden a los principales ingresos del proyecto, dado que el mercado de bonos de carbono ha venido a la baja, habiendo sido uno de los principales ingresos de este proyecto.

Así, es posible potenciar los incentivos a la producción de ERNC en la legislación chilena, para poder mejorar la competitividad de tal fuente de energía, en comparación con tecnologías tradicionales de gran envergadura.

Los costes del proyecto están ligados con las inversiones en habilitación de pozos, construcción de la red, equipos de generación eléctrica con sus sistemas de limpieza y sistema de transmisión eléctrica. Los gastos de la operación corresponden en particular a la mano de obra y los mantenimientos.

El coste promedio de esta tecnología, considerando que el biogás no tiene uso alternativo, se encuentra en un rango entre 70 y 80 USD/MWh, convirtiéndose en un competidor serio con tecnologías tradicionales, como las centrales hidroeléctricas o térmicas a carbón, que son las predominantes en el país.

## DESAFÍOS ENFRENTADOS

### **Operación y desarrollo del relleno sanitario**

Como se mencionó, este proyecto se ubica en un relleno sanitario todavía en operación. En este caso es necesario proyectar el desarrollo del relleno sanitario también en función de la producción de biogás. El plan de desarrollo de las obras civiles del relleno es diferente al de una situación sin relleno en operación: las inversiones se

pueden adelantar y se puede requerir un diseño con mayor espacio, de manera que se apunta a la captura de gas de pozos durante el mayor tiempo útil posible.

## **Pozos de biogás**

La construcción de esta red de pozos y tuberías presenta varios desafíos de construcción y operación. Para la construcción de tales pozos se utilizó una máquina tipo pilotera y camisas de metal para asegurar las paredes del pozo. Es importante también conocer la calidad de los residuos depositados. Cuando hay mezclas con lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas, la perforación es más difícil y se ha de utilizar otro tipo de herramienta en la pilotera.

En cuanto a la red de tuberías es necesario probar todas las fusiones entre tubos en el momento de la construcción para verificar el buen sello y evitar las fugas. En el mismo sentido, es necesario poner una serie de válvulas en todos los tramos para poder aislar algunas partes en caso de problemas.

El sello de pozos se realizó con bentonita y ponchos de HDPE. Es necesario poner un espesor adecuado de bentonita (300 mm) para mejorar el sello.

También se ha de mantener la humedad de los residuos para optimizar la producción de biogás. En algunos casos, ciertos pozos tienen altos niveles de percolado, lo que no permite la extracción del biogás. Se les instala una bomba como se presenta en la figura 5.1.3.

Por el contrario, en otros casos es necesario realizar recirculación de percolados dentro de los pozos para aumentar la generación de biogás.

## **Pretratamiento del biogás**

El pretratamiento del biogás es un punto clave para permitir la generación eléctrica y aumentar la vida útil de los motores.

Es el caso en particular de los siloxanos. Estos compuestos semivolátiles no son reactivos ni corrosivos como tales, pero se convierten en una dura y abrasiva sílice en la cámara de combustión del motor. Estas capas pueden causar necesidades de mantenimiento mayores. En casos graves, el motor requiere mantenimiento completo después de 2.000-4.000 horas de uso.

En el caso del proyecto presentado, el tratamiento de siloxanos empezó con filtros de carbón activado, pero estos carbones se empezaron a colmatar muy rápidamente con los COV que contiene el gas, por lo que se optó por añadir filtros de tamiz molecular regenerables antes de los filtros de carbón activado para hacer una prepurificación y que los filtros de carbono puedan absorber los siloxanos y no colmatarse tan a menudo.



## **Motores y generación de electricidad**

Se optó por la generación de electricidad con motores por su buena eficiencia eléctrica y térmica en comparación con otros sistemas de generación.

Además, estos motores permiten modularidad, hecho muy importante para un proyecto como este que trabaja con un relleno sanitario en operación, lo que implica una generación de biogás que varía en el tiempo.

Estos motores presentan también alta robustez para trabajar con gas pobre, como es el caso del biogás de relleno sanitario.

## **Tratamiento de gases de escape**

El tratamiento de los gases de escape se realiza mediante filtros de oxidación catalítica para abatir el monóxido de carbono y mediante un filtro reductor catalítico selectivo o SCR para la reducción de óxido nitroso.

Este sistema de tratamiento no ha sido modificado desde el inicio del proyecto. La calidad de los gases de escape después de tratamiento ha variado dependiendo más bien de la calidad del biogás, ligada a la calidad de los residuos dispuestos en el relleno sanitario.

Dado que el relleno sanitario todavía está en operación, la calidad del biogás puede variar en función de los residuos recibidos, lo que no es el caso en un proyecto instalado en un relleno sanitario cerrado.

## **Transmisión**

Una de las ventajas comparativas de este proyecto con otros ERNC es su localización.

Muchos proyectos de este tipo y de diferentes tecnologías ven impedidos su desarrollo debido a su distancia de los centros de consumo, que se refleja en la necesidad de invertir en líneas de conexión extremadamente largas para los ingresos que generan el proyecto.

## **CONCLUSIONES**

Un proyecto de esta envergadura, por tamaño, plazo y dinamismo, necesita un desarrollo coordinado entre la disposición final de residuos y la generación de biogás, para poder a la vez optimizar los costes de disposición de residuos, toda vez que se aumenta la generación y calidad del biogás.

Se necesita tomar decisiones sobre el plan de llenado del relleno sanitario mirando siempre las consecuencias en los pozos antiguos y los nuevos pozos que

se pueden construir. Este es uno de los desafíos que deben cumplirse para lograr un proyecto exitoso.

En este ámbito es importante destacar que este proyecto, al contrario que muchos otros, está en crecimiento, es decir, que concierne un yacimiento de biogás que va a seguir creciendo durante más de treinta años, hasta el fin de la vida útil del relleno sanitario. Esto significa construcciones y compras de equipos constantes.

Hasta ahora el proyecto ha seguido a cabalidad el plan de negocio que estuvo previsto al inicio del proyecto, con las cantidades de motores por año que habían sido proyectadas. En este momento se está construyendo una nueva nave para generación eléctrica que albergará catorce motores.

Los problemas encontrados en el camino, a la vez en la construcción y la operación, han sido superados, lo que permite contar con el desarrollo previsto en términos de producción de generación eléctrica y de rentabilidad, habiendo generado una gran experiencia práctica en cuanto a la solución de problemas presentes en este tipo de tecnología.

Finalmente, puede indicarse que esta exitosa experiencia muestra adicionalmente la competitividad y sustentabilidad de las soluciones adoptadas, ya sea desde los puntos de vista económico, social o medioambiental.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Decreto Supremo 189. Chile. 2008. *Reglamento sobre las condiciones sanitarias y de seguridad básica en los rellenos sanitarios*. Santiago: Ministerio de Salud, Subsecretaría de Salud Pública, enero, 15 pp.
- Decreto 66. Chile. 2010. *Revisa, reformula, y actualiza «Plan de Prevención y de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana» (PPDA)*. Santiago: Ministerio Secretaría General de la Presidencia, abril, 82 pp.
- Ley 19.300. Chile. 1994. *Ley sobre bases generales del medio ambiente*. Santiago: Ministerio Secretaría General de la Presidencia, septiembre, 38 pp.
- Ley 19.940. Chile. 2004. *Regula sistemas de transporte de energía eléctrica, establece un nuevo régimen de tarifas para sistemas eléctricos medianos e introduce las adecuaciones que indica a la Ley General de Servicios Eléctricos*. Santiago: Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Subsecretaría de Economía, Fomento y Reconstrucción, marzo 2004, 38 pp.
- Ley 20.257. Chile. 2008. *Introduce modificaciones a la Ley General de Servicios Eléctricos respecto de la generación de energía eléctrica con fuentes de energías renovables no convencionales*. Santiago: Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Subsecretaría de Economía, Fomento y Reconstrucción, abril, 5 pp.
- Ley 20.698. Chile. 2013. *Propicia la ampliación de la matriz energética, mediante fuentes renovables no convencionales*. Santiago: Ministerio de Energía, octubre, 4 pp.

## **5.2. Cuantificación de las emisiones de metano en sitios de disposición para residuos sólidos urbanos para evaluar el potencial energético**

Dr. Otoniel Buenrostro Delgado,<sup>1</sup> otonielb@umich.mx

Dr. Iván Yassmany Hernández Paniagua,<sup>2</sup> iyassmany@hotmail.com

Dra. María del Consuelo Hernández Berriel,<sup>3</sup> hberriel\_1999@yahoo.com

Dr. Carlos González Razo,<sup>4</sup> carlos.gonzalez@tecabasolo.edu.mx

<sup>1</sup>*Instituto de Ciencias de la Tierra, Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo (México)*

<sup>2</sup>*División de Estudios de Posgrado e Investigación, Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental Instituto Tecnológico de Toluca (México)*

<sup>3</sup>*Consortio para el Estudio de Zonas Metropolitanas (CENTROMET-México)*

<sup>4</sup>*Instituto Tecnológico Superior de Abasolo (México)*

### **INTRODUCCIÓN**

#### **Fundamentos de la generación de biogás**

##### *Emisiones de metano y principales fuentes*

La concentración de metano en la atmósfera se incrementó alrededor de 2,5 veces desde la época preindustrial, de 722 [697, 747] ppb en 1750 a 1.803 [1799, 1807] ppb en 2011, como resultado del crecimiento de actividades antropogénicas (IPCC 2013). Las emisiones antropogénicas de metano representan entre el 50 y 60 % de las emisiones totales a nivel mundial.

Entre las principales fuentes de emisión de metano se encuentran un creciente número de rumiantes, actividades de extracción de combustibles fósiles y agrícolas, y el manejo y disposición de residuos sólidos urbanos (RSU), entre los que destacan los sitios de confinamiento a través de la emisión de biogás.

En México, se estima que las emisiones de metano en sitios de confinamiento de RSU se incrementaron alrededor de 1,6 veces entre 1990 y 2010 (INEGI 2013). A pesar de tal incremento, hasta la fecha solo pocos municipios del país han realizado estudios de cuantificación, producción y aprovechamiento de biogás en sitios de disposición final incluyendo rellenos sanitarios (RESA) y rellenos de tierra controlados (RTC). Tal déficit de información ha generado incertidumbre en el pasivo ambiental referente a las emisiones de metano procedentes de RESA y RTC.

Las emisiones de metano en RESA y RTC varían espacial y temporalmente, como resultado de los cambios estacionales en la precipitación, temperatura y humedad,

entre otros factores (El-Fadel et al. 1996; Park y Shin 2001; Zhang et al. 2013). La variación temporal de las emisiones de metano es resultado de una menor actividad metanogénica durante el invierno y altas tasas de producción en verano (Cooper et al. 1992; Park y Shin 2001). Factores físicos como el grado de compactación de los RSU, el espesor de la capa y el tipo de cobertura de los RESA y RTC también pueden influir sobre las emisiones observadas (Fourie et al. 2003).

### ***El biogás como energético alternativo***

En la actualidad, la captación del biogás producido en sitios de confinamiento para producción de energía eléctrica es una práctica común principalmente en países desarrollados. Dicha práctica disminuye además el impacto ambiental que ocasionarían las emisiones en caso de ser liberadas a la atmósfera. Sin embargo, esta práctica no ha sido generalizada hasta la fecha en países en desarrollo económico, lo cual se debe mayoritariamente a la incertidumbre en la capacidad de producción de metano de los RS confinados tanto en RESA como RTC (Yilmaz et al. 2003).

### **Tipos de sitios de disposición de RSU**

#### ***Tiraderos a cielo abierto***

Los tiraderos a cielo abierto son sitios en los que se depositan los RSU sin ningún control sobre la cantidad, fuente de generación (tipo de residuos) y características de los RSU que se depositan. Además, estos tiraderos carecen de todos los requisitos e infraestructura establecidos en la normativa ambiental internacional, con el fin de cerciorarse del seguro confinamiento de RSU y la correcta operación de estos, que minimicen su impacto ambiental y daños a la salud pública.

Los tiraderos a cielo abierto son localizados comúnmente en barrancas, pequeños cañones, vasos de cuerpos acuíferos, orillas de ríos o depresión natural del terreno. Más aún, estos tiraderos representan un grave riesgo cuando se localizan en zonas de escurrimiento, cauces y recargas de mantos freáticos (SEDESOL 1996).

#### ***Rellenos de tierra controlados***

Los RTC son depósitos permanentes de RSU en condiciones controladas para evitar daños a los ecosistemas (SEDESOL 1994). La SEMARNAT (2010) define los RTC como sitios destinados para la disposición final de RSU que cuentan parcialmente con inspección, vigilancia y aplicación de las medidas necesarias para el cumplimiento de las disposiciones establecidas en la normatividad mexicana. Por el contrario, Restrepo et al. (1991) mencionan que los RTC son sitios que no cumplen con las condiciones mínimas necesarias correspondientes a un RESA.

Entre tales condiciones se encuentran el estudio detallado para la ubicación del sitio, la instalación de una cubierta impermeabilizante de material sintético o arcilla en el fondo del sitio, la instalación y el mantenimiento de un sistema de recolección y tratamiento de lixiviados y la implementación de un sistema de control que restrinja el ingreso de residuos peligrosos, como los industriales. Sin embargo, los RTC construidos en años recientes sí incluyen en el fondo una capa de material de arcilla, con lo que se busca disminuir las filtraciones de lixiviados al subsuelo.

### ***Rellenos sanitarios***

LOS RESA son sitios construidos con las especificaciones incluidas en la normativa ambiental aplicable, las cuales aseguran un confinamiento de los RSU en condiciones controladas a fin de evitar y reducir los impactos negativos que ocasionan estos sitios al ambiente y a la salud de la población. En México, un RESA es definido como una «obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de los RSU y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructura adicionales, los impactos ambientales» (DOF 2004).

LOS RESA son considerados intermunicipales cuando brindan servicio y están administrados y financiados por al menos dos municipios. LOS RESA intermunicipales son una alternativa viable, económica y técnicamente factible para que municipios pequeños que cuentan con recursos económicos limitados puedan construir y operar un sitio de confinamiento que cumpla con la normatividad ambiental aplicable.

### ***Biorrellos sanitarios***

Los biorrellos son RESA en los cuales se recirculan los lixiviados producidos, que pueden ser enriquecidos con agentes suplementarios para acelerar la velocidad de descomposición y el tiempo de estabilización de los RSU. Los biorrellos se clasifican en aerobios, anaerobios y de fase aerobia-anaerobia, según los procesos involucrados en la degradación de los RSU. Una ventaja de los biorrellos sobre los RESA es la disponibilidad de espacio para seguir el confinamiento de RSU una vez estabilizados los existentes, lo cual puede aumentar hasta tres veces la vida operativa del sitio.

#### ***a) Biorrellos aerobios***

Estos sistemas se basan en un suministro controlado de humedad y aire en el interior de la matriz de RSU confinados, mediante tubos instalados en redes horizontales y verticales. El proceso de degradación de los RSU confinados es similar o análogo al composteo por vía húmeda. Los lixiviados son inyectados en la matriz de RSU, a través de pozos, hasta alcanzar un contenido de humedad entre el 50 y 70 % en peso, previo a la inyección de aire.

El suministro de aire se realiza cuando se alcanza el mayor porcentaje posible de humedad en la matriz de los RSU. La degradación óptima de RSU se lleva a cabo cuando las temperaturas de la matriz se encuentran entre 60 y 71 °C (fase termofílica) (Sánchez 2005).

#### *b) Biorrelenos anaerobios*

Este método se fundamenta en promover en incrementar la humedad de la materia orgánica, únicamente mediante la adición de lixiviados por inyección o riego. Además, estos sistemas pueden acelerar la producción de metano cuando los RSU confinados alcanzan un contenido de humedad entre el 60 y 80 %. Sin embargo, para incrementar esta tasa de producción de metano se requieren pH superiores a 6 y proporciones de ácidos grasos volátiles- alcalinidad <0,25, para evitar la inhibición de la producción de biogás (Sánchez 2005).

#### *c) Biorrelenos de fase aerobia-anaerobia*

Son sistemas que operan en condiciones secuenciales aerobias y anaerobias que promueven tanto la degradación aerobia microbiana de los RSU como la producción de biogás. La recirculación de lixiviados es esencial para incrementar el contenido de humedad en la matriz de los RSU hasta porcentajes que favorecen las rutas de producción de biogás (Di Maria y Micale 2015).

En el presente estudio se cuantificaron las emisiones puntuales y superficiales de metano y biogás a través de los tubos de venteo y de la superficie del sitio de confinamiento controlado clausurado de la ciudad de Morelia en México. Las emisiones cuantificadas en el sitio se compararon con valores teóricos de metano producido a partir de la clausura del sitio, usando el modelo mexicano de biogás v.2. Los datos de entrada del modelo se obtuvieron mediante la caracterización fisicoquímica de los RSU confinados en el sitio de estudio.

## **RESULTADOS**

### **Descripción del sitio de estudio**

El RTC clausurado estudiado se localiza en la ciudad de Morelia, capital del estado de Michoacán en México (figura 5.2.1a). El clima en la región de Morelia es templado con una temperatura promedio anual de 18 °C y lluvias abundantes en verano (SMN 2016).

El sitio estudiado confina alrededor de 3,85 millones de toneladas de RSU generados en la zona metropolitana de Morelia desde 1986 hasta 2007. La superficie del sitio es aproximadamente de 17 ha, con una topografía irregular. Sobre esta superficie se encuentran colocados 49 tubos de venteo, a 3 m de profundidad para liberar el biogás producido en la matriz de RSU.

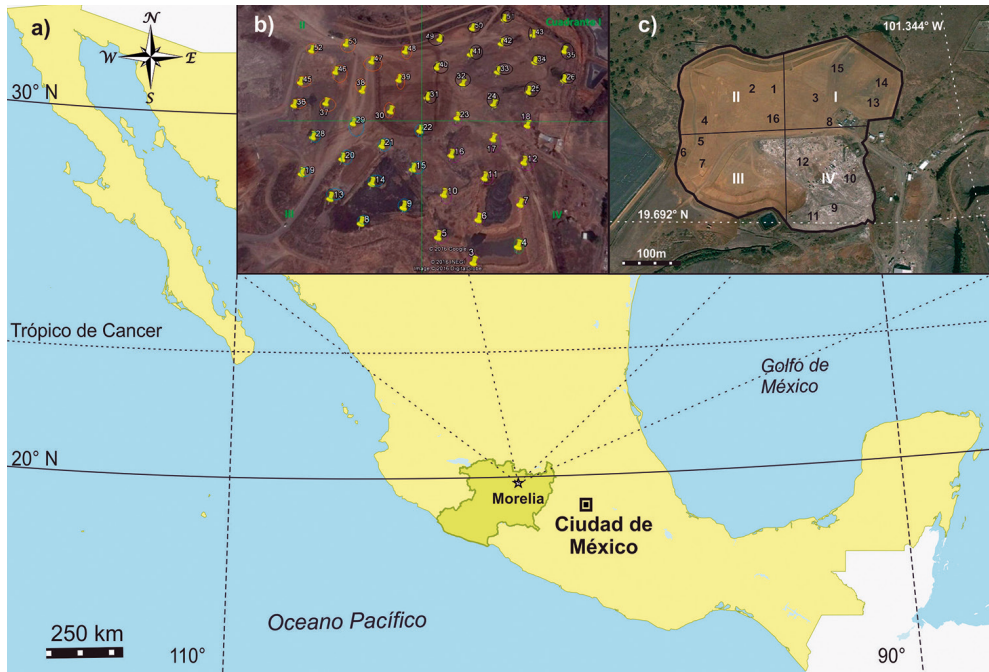


FIGURA 5.2.1. a) Localización del sitio de estudio en la ciudad de Morelia, en el estado de Michoacán. b) Distribución de los cuadrantes de muestreo en el sitio de confinamiento y localización de los 49 tubos de venteo. c) Localización de los puntos de muestreo de biogás en la superficie.

## Monitoreo del biogás en el sitio de estudio

### *Cuantificación de las emisiones superficiales y flujos de biogás en los tubos de venteo*

Se cuantificaron las fracciones de metano en el biogás emitido durante un año, a través de los 49 tubos de venteo del sitio de estudio (figura 5.2.1b), usando un analizador portátil GEM-2000 plus equipado con un cabezal ACCU-FLO para cálculo de flujos. La precisión del instrumento es de  $\pm 2\%$  v/v y se calibró antes de la campaña de muestreo. Los flujos emitidos se calcularon por la diferencia en las lecturas de presión de impacto (inicial y final) en el tubo, corregidas con la temperatura del biogás emitido. Las emisiones superficiales se determinaron en 12 puntos sobre la superficie del sitio (figura 5.2.1c), usando cámaras estáticas de dimensiones reportadas (diámetro 0,26 m, altura 0,34 m; figura 5.2.2) (Park y Shin 2001; Collier et al. 2014).

Los puntos de muestreo se establecieron buscando una distribución equidistante por cuadrante. Se realizaron determinaciones por triplicado a 0, 10, 20 y 30 min. Los flujos se determinaron como la pendiente de la concentración *versus* el

intervalo de tiempo de muestreo, considerando que la concentración inicial debería ser similar a la concentración en el ambiente y coeficientes de correlación estadísticamente significativos ( $>0,75$ ).

Se utilizó el modelo Mexicano de Biogás v. 2.0 (scs Engineers 2009) para calcular la generación de biogás a partir de la fecha de clausura (2007) del sitio de estudio. Se consideraron como datos de entrada al modelo la información referente a prácticas de operación, los riesgos de incendios, la profundidad y el tipo de la celda, el año de inicio de operaciones, la ubicación del sitio, la cantidad de RSU recibidos desde el inicio de la operación (t/año) y el grado de compactación de los RSU.



FIGURA 5.2.2. Cámara estática utilizada para la cuantificación de emisiones superficiales de metano en el sitio de estudio.

### *Establecimiento de los puntos de muestreo*

Se establecieron 12 puntos de muestreo en la superficie del sitio de estudio, empleando una distribución de rejilla rectangular o sistemática regular, donde cada sitio siguió un patrón regular de distribución en toda la zona de estudio. Se consideró la presencia de taludes y pozos de venteo, y los puntos de muestreo fueron representativos del área local de emisión.

Se consideró la división de la superficie del sitio en cuadrantes utilizada por González (2013); cuatro cuadrantes I-IV, siendo I el cuadrante con RSU con el mayor tiempo de confinamiento. Los puntos de muestreo superficiales se situaron entre los tubos de venteo de forma equidistante (figura 5.2.1b,c).



## Emisiones a través de los tubos de venteo

La fracción promedio de metano en el biogás emitido a través de los tubos de venteo fue del 45,6 %. Se calculó una emisión total anual de metano de  $8,3 \times 10^6$  m<sup>3</sup>/año ( $6,3 \times 10^3$  t/ año<sup>-1</sup>). Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en las emisiones de metano de los tubos de venteo, las cuales se relacionan con variaciones en el contenido de humedad, en la fracción biodegradable y en la composición de los RSU confinados (Wall y Zeiss 1995; Zhang et al. 2013).

## Emisiones superficiales

El cuadro 5.2.1 muestra los valores promedio de metano obtenidos en cada punto de muestreo en la superficie. Se cuantificaron flujos negativos en cinco puntos, mientras que de los flujos restantes, un punto contribuyó con alrededor del 95 % de la emisión total de metano. Sin embargo, existe una elevada variación estacional de la emisión en este punto, lo que originó una desviación estándar de 49,2 g/m<sup>2</sup>d. Es probable que dicho valor esté influenciado por las emisiones determinadas en los meses de febrero y abril, previos a la época de estiaje y de lluvia abundante.

CUADRO 5.2.1. Flujos promedio de metano superficiales

Punto de muestreo	Emisión promedio (g/m <sup>2</sup> d)	Desviación estándar ( $\sigma$ )
8	-0,21	0,85
9	-0,65	1,11
12	0,03	1,05
7	0,09	1,75
10	-0,25	0,50
11	-0,09	0,08
1	-0,24	0,72
4	0,65	2,06
5	0,03	0,86
2	29,36	4,20
3	0,17	1,05
6	0,63	1,83

El cuadro 5.2.2 muestra los valores promedio de las emisiones de metano por cuadrante. Se observó una relación inversa de las emisiones superficiales de metano de acuerdo con el tiempo de confinamiento de los RSU. Así pues, RSU con menor tiempo de confinamiento producen mayores flujos de metano, como es el caso de los cuadrantes III y IV, aunque tales flujos sugieren tasas de degradación elevadas y, por lo tanto, una mayor cantidad de materia orgánica sin degradar.

CUADRO 5.2.2. Emisión promedio de metano por cuadrante en el sitio de estudio

Cuadrante	Promedio (g/m <sup>2</sup> )	Desviación estándar ( $\sigma$ )
I	-0,28	0,28
II	-0,08	0,14
III	0,15	0,37
IV	10,05	13,65

### Proporción de emisiones puntuales y superficiales

En el cuadrante I se calculó un flujo promedio de metano de  $-0,28 \text{ g/m}^2$ , en el cuadrante II de  $-0,08 \text{ g/m}^2$ , en el cuadrante III de  $0,15 \text{ g/m}^2$  y en el cuadrante IV de  $10,05 \text{ g/m}^2$ . Se determinó un flujo promedio superficial de  $2,46 \text{ g/m}^2\text{d}$  que, al considerar la superficie del sitio de  $170.000 \text{ m}^2$ , corresponde a una emisión diaria de  $418.200 \text{ g}$  metano/día o  $0,42$  toneladas de metano/día. La emisión promedio estimada equivale a  $152,6$  toneladas de metano/año, considerando la conversión a toneladas, si una tonelada de metano tiene un volumen de  $1.400 \text{ m}^3$  en condiciones estándar.

González (2013) calculó una generación puntual promedio de metano de  $1788$  toneladas por año de los  $49$  tubos de venteo instalados en el sitio estudiado. La emisión total de metano promedio se calculó en  $1.940,6$  toneladas por año, con una contribución de la emisión superficial del  $7,87 \%$  y puntual del  $92,13 \%$ . Estos resultados confirman que el tiempo de confinamiento de los RSU influye en la producción y emisión de metano, ya que la materia orgánica disponible para ser biodegradada disminuye con el tiempo de confinamiento y como resultado de la emisión de metano.

La instalación de una cobertura no permeable en conjunto con tubos de venteo sobre el sitio estudiado permitiría captar el metano producido, el cual podría ser potencialmente usado para producción de energía eléctrica. Además, permitiría también reducir las emisiones superficiales de metano, las cuales están correlacionadas con el tipo de material y compactación de la cobertura del sitio.

La formación de espacios porosos, grietas y fracturas permite la salida del biogás hacia la superficie, lo cual fue confirmado en los puntos de muestreo con poca cobertura, además de observar que la presencia de lixiviados está relacionada con las mayores emisiones cuantificadas.

Las variaciones tanto espaciales como temporales en la emisión de biogás pueden ser originadas por diversos factores. Por ejemplo, Börjesson et al. (2004) atribuyeron variaciones en las emisiones de biogás dentro del mismo sitio de estudio a diferencias en la composición y cantidad de la fracción orgánica de los RSU, junto con el tiempo de confinamiento.

Similarmente, Cooper et al. (1992) determinaron variaciones espaciales y temporales en las emisiones superficiales de biogás en rellenos sanitarios y lo atribuyeron a cambios en la presión atmosférica y la cantidad de agua proveniente de la lluvia, lo que incide en la actividad metanogénica de los consorcios microbianos.

Esto remarca la necesidad de instalar coberturas no permeables en los sitios de confinamiento que además actúen como sistemas de captación de biogás, lo que también permitirá disminuir las emisiones superficiales.

### Emisiones totales en el sitio de estudio

Con base en los datos de emisión de metano de los tubos de venteo se calculó una emisión anual en 2011 de 8.344.234,37 m<sup>3</sup> en el sitio de estudio. Empleando el modelo mexicano se estimó el volumen de biogás producido, ajustando la fracción de metano en el biogás, al 45,6 %, acorde con los resultados obtenidos de forma experimental. Los resultados muestran una producción máxima en 2008 de 13,29 m<sup>3</sup>/t de RSR y para 2011 de 598,55 m<sup>3</sup>/h.

Al ajustar los resultados con los datos experimentales se estimó una emisión de metano de 285,76 m<sup>3</sup>/h a una composición del 46,5 %. El cuadro 5.2.3 muestra la estimación realizada de biogás y metano producido durante el periodo de operación del sitio de estudio, y para el periodo posterior hasta 2036.

CUADRO 5.2.3. Proyección de la generación de biogás y recuperación en el RTC de Morelia

Año	Disposición (T/año peso húmedo)	Generación de biogás			Capacidad máxima eléc- trica (MW)	Reducción de emisión	
		(m <sup>3</sup> /h)	(fcm)	(mmBtu/h)		(T CH <sub>4</sub> / año)	(Ton CO <sub>2eq</sub> / año)
1986	135.800	0	0	0	0	0	0
1987	138.900	156,1	91,9	2,8	0	0	0
1988	142.100	288,7	169,9	5,2	0	0	0
1989	145.400	402,4	236,8	7,2	0	0	0
1990	148.700	501,0	294,9	9,0	0	0	0
1991	152.100	587,4	345,7	10,5	0	0	0
1992	155.600	664,0	390,8	11,9	0	0	0
1993	159.200	732,8	431,3	13,1	0	0	0
1994	162.900	795,3	468,1	14,2	0	0	0
1995	166.600	853,0	502,0	15,2	0	0	0
1996	170.400	906,6	533,6	16,2	0	0	0
1997	174.300	957,0	563,3	17,1	0	0	0
1998	178.300	1.005,0	591,6	18,0	0	0	0
1999	182.400	1.051,2	618,7	18,8	0	0	0
2000	186.600	1.095,8	645,0	19,6	0	0	0
2001	190.900	1.139,4	670,7	20,4	0	0	0
2002	195.300	1.182,3	695,9	21,1	0	0	0

CUADRO 5.2.3. (cont.)

Año	Disposición (T/año peso húmedo)	Generación de biogás			Capacidad máxima eléc- trica (mw)	Reducción de emisión	
		(m³/h)	(fcm)	(mmBtu/h)		(T CH <sub>4</sub> / año)	(Ton CO <sub>2eq</sub> / año)
2003	199.800	1.224,6	720,8	21,9	0	0	0
2004	204.400	1.266,7	745,5	22,6	0	0	0
2005	209.100	1.308,6	770,2	23,4	0	0	0
2006	213.900	1.350,5	794,9	24,1	0	0	0
2007	219.001	1.392,5	819,6	24,9	1,6	3.100,5	71.311,5
2008	0	1.434,9	844,6	25,6	1,7	3.195,0	73.485,2
2009	0	1.220,2	718,2	21,8	1,4	2.716,9	62.487,6
2010	0	1.044,5	614,8	18,7	1,2	2.325,7	53.491,8
2011	0	900,4	530,0	16,1	1,1	2.004,9	46.112,7
2012	0	781,9	460,2	14,0	0,9	1.740,9	40.040,7
2013	0	683,9	402,6	12,2	0,8	1.522,9	35.026,0
2014	0	602,8	354,8	10,8	0,7	1.342,1	30.868,3
2015	0	535,1	315,0	9,6	0,6	1.191,6	27.405,7
2016	0	478,6	281,7	8,6	0,6	1.065,6	24.508,1
2017	0	431,0	253,7	7,7	0,5	959,6	22.070,3
2018	0	390,7	230,0	7,0	0,5	869,9	20.007,7
2019	0	356,4	209,8	6,4	0,4	793,6	18.251,9
2020	0	327,0	192,5	5,8	0,4	728,2	16.747,7
2021	0	301,7	177,6	5,4	0,4	671,7	15.450,0
2022	0	279,7	164,6	5,0	0,3	622,8	14.323,3
2023	0	260,4	153,3	4,7	0,3	579,9	13.337,7
2024	0	243,5	143,3	4,4	0,3	542,2	12.469,5
2025	0	228,5	134,5	4,1	0,3	508,7	11.699,4
2026	0	215,0	126,6	3,8	0,3	478,8	11.011,7
2027	0	203,0	119,5	3,6	0,2	451,9	10.393,5
2028	0	192,0	113,0	3,4	0,2	427,6	9.833,9
2029	0	182,1	107,2	3,3	0,2	405,4	9.324,9
2030	0	173,0	101,8	3,1	0,2	385,2	8.858,9
2031	0	164,6	96,9	2,9	0,2	366,5	8.430,2
2032	0	156,9	92,3	2,8	0,2	349,3	8.033,9
2033	0	149,7	88,1	2,7	0,2	333,3	7.666,1
2034	0	143,0	84,2	2,6	0,2	318,4	7.323,4
2035	0	136,7	80,5	2,4	0,2	304,5	7.002,8
2036	0	130,9	77,0	2,3	0,2	291,4	6.702,2

El modelo arrojó un flujo máximo en 2008 en el sitio de 953 m<sup>3</sup>/h, con una recuperación potencial de 200 m<sup>3</sup>/h, lo que equivale a una producción de energía eléctrica de 0,33 MW. El flujo máximo producido se estima después de la clausura del sitio y disminuye con el tiempo como resultado de la degradación de la materia orgánica contenida en los RSU confinados. Se determinó el potencial máximo de generación eléctrica en 19,45 MW para el sitio de estudio durante el periodo 2007-2085.

Este potencial de generación es mayor que el reportado por Arvizu et al. (2003) como la capacidad mínima de generación de electricidad en un RESA de 0,5 MW. Finalmente, es previsible que la captación y aprovechamiento del biogás producido en sitios de confinamiento puedan obtener un beneficio no solo ambiental sino también económico, derivado de la producción de energía eléctrica.

## CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio permiten confirmar que la fase de degradación biológica de los RSU confinados, así como la porosidad y fracturas de la cobertura instalada en sitios de confinamiento, influyen en la emisión de biogás.

Los muestreos de emisiones superficiales en el sitio de estudio mostraron variaciones estacionales en la generación de metano, las cuales son probablemente originadas por factores físicos como los cambios de temperatura y humedad de los RSU confinados en el sitio de estudio.

Las emisiones superficiales promedio determinadas en los puntos de muestreo de los cuadrantes I y II fueron negativas, lo que se relaciona con el tiempo de confinamiento. En estos cuadrantes la fracción orgánica de los RSU presenta una degradación avanzada, lo que resulta en el decaimiento de la actividad metanogénica.

Las mayores emisiones superficiales se detectaron en los puntos donde existen grietas y fracturas en la cobertura de la superficie del sitio. Sin embargo, la emisión superficial calculada de metano solo representa el 7,87 % del total de metano emitido en el sitio de estudio.

La emisión superficial promedio de los 12 puntos de muestreo corresponde a 0,41 toneladas de metano/d, con un promedio de 152.643 toneladas por año. Los resultados de este estudio confirman lo reportado por González (2013), quien encontró que los RS confinados en el sitio de estudio tienen diferentes grados de degradación y que aún no se han estabilizado en su totalidad. Esto se debe al elevado contenido de compuestos lignocelulósicos de los RSU y a las condiciones del sitio que no favorecen su biodegradación.

La comparación de las emisiones de metano reportadas por González (2013) de los tubos de venteo con las emisiones superficiales medidas en este trabajo confirman la importancia de la correcta y suficiente instalación de sistemas de captación puntual (tubos de venteo) para recuperar el metano mediante labores de operación y manejo.

Es importante que la normativa para la construcción de los sitios de disposición final incluya, además de los pozos de venteo, la construcción de sistemas horizontales de captación de biogás, con el objetivo de que sea captado y tratado. La normativa para la construcción de sitios de confinamiento también debería incluir especificaciones para su clausura, como la instalación de coberturas no permeables (por ejemplo, geomembranas que eviten la formación de grietas o fisuras y tipo de materiales que deben emplearse).

En el sitio de estudio se identificó un potencial de generación de energía eléctrica de hasta 19,45 MW, que resulta de la sumatoria de los años del potencial productivo (2007-2036) con un 71 % de eficiencia de captación.

Finalmente, derivado de los resultados obtenidos en el presente estudio, se recomienda ampliamente la instalación de sistemas de captación de biogás, lo cual permitirá el aprovechamiento de la energía producida durante la combustión del metano. Asimismo, contribuirá a la mitigación de las emisiones de metano y posiblemente a la reducción del forzamiento radiativo.

## AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado con apoyo de la Coordinación de Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, con número de proyecto 5.9.

Se reconoce el apoyo de CYTED bajo el proyecto 715RT0494-RED Iberoamericana en gestión y aprovechamiento de residuos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arvizu J. L. y J. M. Huacuz. 2003. «Biogás de Rellenos Sanitarios para Producción de Electricidad». *Boletín* 118 IIE.
- Börjesson, G., I. Sundh y B. Svensson. 2004. «Microbial oxidation of CH<sub>4</sub> at different temperatures in landfill cover soils». *FEMS Microbiology Ecology* 48: 305-312.
- Collier, S. M., M. D. Ruark, L. G. Oates, W. E. Jokela y C. J. Dell. 2014. «Measurement of Greenhouse Gas Flux from Agricultural Soils Using Static Chambers». *J. Vis. Exp.* (90), e52110.
- Cooper, C. D., D. R. Reinhart, F. Rash, D. Seligman y D. Keely. 1992. *Landfill gas emissions*. Report # 92-2. USA: Civil and Environmental Engineering Department, University of Central Florida.
- Di Maria, F. y C. Micale. 2015. «Analysis of the energetic potential generable from an hybrid bioreactor landfill for waste organic fraction». *Energy Procedia* 81: 282-287.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2004. «Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de Protección Ambiental para la Selección del Sitio, Construcción, Operación, Monitoreo, Clausura y Obras Com-

- plementarias de un Sitio de Disposición Final de Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial». *Diario Oficial de la Federación*, México, 16 pp.
- El-Fadel, M., A. Findikakis y J. Leckie. 1996. «Estimating and enhancing methane yield from municipal solid waste». *Hazardous Waste & Hazardous Materials* 13: 309-331.
- Fourie, A. y J. Morris. 2004. «Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates». *Waste Management and Research* 22: 440-453.
- González, R. C. A. 2013. *Caracterización del biogás en el relleno de tierra de Morelia, Michoacán*. Tesis de doctorado. Baja California: Universidad Autónoma de Baja California, 109 pp.
- INEGI (Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010). 2013. México, DF: SEMARNAT-INEEC.
- IPCC. 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. En T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P. M. Midgley (eds.). Cambridge y Nueva York: Cambridge University Press, 1.535 pp.
- Park, J. W. y H. C. Shin. 2001. «Surface emission of landfill gas from solid waste landfill». *Atmospheric Environment* 35(20): 3445-3451.
- Restrepo, I., G. Bernache y W. Rathje. 1991. *Los Demonios del Consumo. Basura y Contaminación*. México: Centro de Ecodesarrollo, 270 pp.
- Sánchez, J. 2005. *Bio-rellenos metanogénicos. Opción Sustentable para la Disposición Final de los Residuos Sólidos*. Congreso Interamericano de Residuos. Mérida, 4-7 Mayo. AIDIS/DIRSA.
- SCS Engineers. *Manual de Usuario Modelo Mexicano de Biogás Versión 2.0*. Recuperado de: [http://www.epa.gov/lmop/documents/pdfs/manual\\_del\\_usuario\\_modelo\\_mexicano\\_de\\_biogas\\_v2\\_2009.pdf](http://www.epa.gov/lmop/documents/pdfs/manual_del_usuario_modelo_mexicano_de_biogas_v2_2009.pdf).
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1996. *Manual de Rehabilitación y Clausura de Tiraderos a Cielo Abierto*. México, 234 pp. Recuperado de: [http://www.sustenta.org.mx/3/wp-content/files/MT\\_ClausuraTiraderos.pdf](http://www.sustenta.org.mx/3/wp-content/files/MT_ClausuraTiraderos.pdf).
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. *Compendio de Estadísticas Ambientales 2010*. Recuperado de: [http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5\\_8080/ibi\\_apps/WF-Servlet5c54.html](http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WF-Servlet5c54.html).
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). Recuperado de: <http://smn.cna.gob.mx/es/>.
- Wall, D. K. y C. Zeiss. 1995. «Municipal landfill biodegradation and settlement». *Journal of Environmental Engineering* 121(3): 214-224.
- Yilmaz, A. y F. Atalay. 2003. «Modeling of the Anaerobic Decomposition of Solid Waste». *Energy Sources* 25: 1063-1072.
- Zhang, H., X. Yan, Z. Cai y Y. Zhang. 2013. «Effect of rainfall on the diurnal variations of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and N<sub>2</sub>O fluxes from a municipal solid waste landfill». *Science of the Total Environment* 442: 73-76.