

Base de datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México



ÍNDICE

INTRODUCCIÓN

BASE DE DATOS DE SUSTRATOS

RESIDUOS AGRÍCOLAS

- [1. Residuo de nopal](#)
- [2. Lirio acuático](#)
- [3. Pulpa de café](#)

RESIDUOS DE GANADO

- [4. Estiércol de ganado vacuno \(carne\)](#)
- [5. Estiércol de ganado vacuno \(lechero\)](#)
- [6. Estiércol de aves](#)
- [7. Estiércol de cerdo](#)

RESIDUOS INDUSTRIALES

- [8. Vinaza \(caña de azúcar\)](#)
- [9. Suero de queso](#)
- [10. Residuos de la pesca](#)
- [11. Nejayote \(aguas residuales de la nixtamalización del maíz\)](#)
- [12. Rastro \(corriente verde\)](#)
- [13. Rastro \(corriente roja\)](#)
- [14. Tierras gastadas de la industria de aceite comestible](#)

RESIDUOS COMERCIALES

- [15. Grasas y aceites \(G y A\)](#)
- [16. Residuos de alimentos \(restaurante\)](#)
- [17. Residuos de mercados](#)

RESIDUOS URBANOS

- [18. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos](#)
- [19. Lixiviados de rellenos sanitarios](#)
- [20. Lodos de PTAR](#)

[INFORMACIÓN CUALITATIVA DE LA BASE DE DATOS DE LOS SUSTRATOS](#)

[INFORMACIÓN CUANTITATIVA DE LA BASE DE DATOS DE LOS SUSTRATOS](#)

INTRODUCCIÓN

El Programa México-Dinamarca en Energía y Cambio Climático 2017-2020 busca la consolidación de una guía de la biomasa en México, que incluye un plan de acción para su aplicación y estudios de viabilidad, así como una propuesta de incentivos adicionales para promover el aumento de la biomasa en el sector energético.

La “Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México”, tiene la intención de construir un fondo estratégico para el fortalecimiento del uso del residuo nacional en la industria energética. El objetivo general de esta publicación es el de promover el uso de los 20 sustratos húmedos más prometedores para la producción de biogás en México y proporcionar la información necesaria para una primera evaluación de los proyectos de biogás sobre cada uno de los sustratos.

Las cifras cuantitativas de esta base de datos de los sustratos se introdujeron en el “Biogas tool” [Herramienta de biogás], desarrollado también dentro de este Programa con el fin de proporcionar a los responsables de decisiones, el proceso conceptual del diseño junto con el Balance de Masa y Energía.

La base de datos de los sustratos se desarrolló con base en la fracción húmeda de la materia orgánica de los residuos provenientes de la actividad agrícola, ganadera, industrial, comercial y los residuos urbanos. La selección de los 20 sustratos fue el resultado del consenso del Clúster de Biocombustible Gaseosos del Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio), en colaboración con la empresa de consultoría IBTech®.

Los requisitos generales para la selección de los sustratos fueron:

1. Estar disponibles en la actualidad o por lo menos, en algunas regiones de México.
2. Adecuado como sustrato para la digestión anaerobia húmeda.
3. Tiene un alto potencial de biogás para la digestión o co-digestión con otro sustrato.
4. Disponible a bajo o ningún costo.
5. No ser utilizado para otros fines económicos.

Expertos que participan en este trabajo:

Agencia Danesa de Energía

- M en C. Bodil Harder

Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (II-UNAM)

- Dr. Adalberto Noyola
- Dr. Ulises Durán Hinojosa
- Dr. Iván Moreno Andrade
- Dr. Juan Manuel Sagastume Morgan

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT)

- Dr. Felipe Alatraste Mondragón

Empresa de consultoría IBTech®

- Ing. Jorge Edgardo López Hernández
- M en C. Benly Lilia Ram3rez Higareda
- Ing. Miriam Castro Mart3nez
- Ing. Rafael Leyva Huitr3n

*BASE DE DATOS DE
SUSTRATOS
POTENCIALES PARA
GENERACIÓN DE BIOGÁS
EN MÉXICO*

RESIDUOS AGRÍCOLAS

Residuos de nopal

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1 Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

El nopal se clasifica como una planta suculenta y perenne, con vástagos (cladodios) espinosos y aplanados. Perteneció a la familia de cactáceas del género *Opuntia spp* y *Nopalea spp*. El nopal alcanza una altura de 3 a 5 m; su tronco de madera mide entre 30 y 50 cm de diámetro. En algunos casos tiene flores y frutos ovalados. El nopal es altamente productivo, fácilmente adaptable, con rápido crecimiento requiriendo pocos recursos, como el agua. Por lo tanto, se considera un cultivo viable para generación de energía. Méndez-Gallegos, *et al.* (2010) creen que es posible obtener biogás, biodiésel y bioetanol o productos casi terminados que pueden usarse directamente tanto de los tallos y de los frutos.

De acuerdo con la SAGARPA (2017), en 2016 se produjeron 811 000 toneladas y las entidades que más produjeron fueron Morelos (45%), Ciudad de México (25%), Estado de México (11%), Jalisco (4%), Puebla (3%). El rendimiento de la producción de nopal es aproximadamente de 63 toneladas/ha/año. Sin embargo, en Morelos y el Estado de México el rendimiento es mayor a 90 toneladas/ha/año. Con base en información de la SAGARPA (2018), el SIAP (2017) y la SENER (2018), en 2013 la producción de residuos fue de 384 000 toneladas mientras que la producción de nopal verdura (nopalito) fue de 786 000 toneladas (p. ej. mermas, productos de baja calidad) Por lo tanto, la tasa de producción de residuos fue de 0.49 toneladas/tonelada de nopalito. El ennegrecimiento enzimático o podredumbre microbiana es la principal causa de las pérdidas (Ríos Ramos & Quintana-M., 2004). En consecuencia, se producen en promedio 30 toneladas/ha/año de residuos de nopal en México

Uso actual

Méndez-Gallegos *et al.* (2010) reportaron que el nopal puede convertirse en un biocombustible sólido líquido o gaseoso para la generación de electricidad e impulso del transporte. Actualmente, está disponible una cantidad limitada de información sobre la producción de energía de residuos de nopal. En la Ciudad de México menos del 1% de los residuos de nopal (3 toneladas por día) son utilizados en la planta de biogás de Milpa Alta, lo que representa menos del 2% de los residuos generados en el Centro de Acopio y Comercialización de Nopal Verdura (CONACYT Prensa, 2017).

Costo del residuo

A pesar de que el costo del nopal para consumo humano es alto SAGARPA (2015), el residuo no tiene costo en el Centro de Acopio y Comercialización de Nopal Verdura de la Ciudad de México.

Potencial de biogás

El potencial de biogás puede estimarse con base en el rendimiento de cultivo de nopal y su correspondiente rendimiento de metano. El primer valor depende del tipo de nopal, suelo, clima y otros factores agrícolas. La producción de biogás está relacionada con la composición química del nopal y el proceso anaerobio aplicado. Los residuos de nopal se han identificado como una biomasa de alto rendimiento de metano. Su alto contenido de agua, bajo contenido de lignina y ausencia de inhibidores naturales favorecen los procesos de digestión anaerobia. En el jugo del nopal se encuentran pectina y otros azúcares solubles y, por lo tanto, pueden utilizarse directamente para la producción de biogás.

1.2 Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

Ríos-Ramos & Quintana-M.(2004) mencionan que el 50% de la producción de biogás se transforma en un residuo (ennegrecido y podrido); los investigadores describen un manejo adecuado de los cultivos con frecuente poda para mejorar la producción, contribuyendo así a la generación de residuos. La generación de residuos reportada por Ríos-Ramos & Quintana-M.(2004) corresponde a lo calculado con información del SIAP y la SENER. Como se mencionó, en promedio, el residuo se produce a una tasa de 30 toneladas/ha/año en plantaciones. Fernández-Pavía *et al.* (2015) han reportado el contenido de nitrógeno y fósforo como 2.2 y 0.85% (base seca) para nopal comestible *Opuntia ficus indica*, respectivamente.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Antes de alimentar el digestor anaerobio el nopal debe ser triturado y filtrado de forma gruesa para remover fibras de tamaño considerable. Esto resulta en una fracción sólida y líquida (jugo). La composición de los cladodios de nopal es diferente de la biomasa lignocelulósica por su alto contenido de pectina y un pequeño contenido de celulosa y lignina (Sáenz *et al.*, 2006). La adición de pectinasas puede duplicar la cantidad de azúcares disueltos en el jugo (do Nascimento *et al.*, 2016). Asimismo, el tratamiento térmico incrementa significativamente la concentración de azúcares solubles en el jugo de nopal, principalmente glucosa y manosa.

Considerando la fracción sólida luego de la extracción de jugo (pulpa), la remoción de lignina podría mejorar la sacarificación de la celulosa y hemicelulosa. La remoción de lignina puede obtenerse con un pretratamiento (alcalino u oxidativo) para biomasa lignocelulósica. Asimismo, la hidrólisis ácida de la fracción sólida podría liberar azúcares de la fracción sólida. Existen pocos estudios del uso de este pretratamiento en la fracción sólida del nopal y sus efectos en la producción de biogás, este tipo de hidrólisis liberó entre el 60 y el 88% de los azúcares de los cladodios (do Nascimento *et al.*, 2016).

Potencial de co-digestión

El nopal es un sustrato adecuado para la digestión anaerobia directa. Sin embargo, su alto contenido de agua y carbohidratos lo hacen adecuado para co-digestión con sustratos con baja relación carbono-nitrógeno (p. ej. Estiércol de todo tipo).

1.3 Ejemplos de plantas en operación en México

La planta de biogás localizada en la alcaldía Milpa Alta en Ciudad de México y denominada “Planta para tratamiento de residuos orgánicos del Centro de Acopio Nopal-Verdura” utiliza nopal y otros residuos orgánicos para producir biogás, energía eléctrica y biofertilizante. La planta fue construida por la empresa “Sustentabilidad en Energía y Medio Ambiente” (SUEMA) con apoyo financiero de la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México. Además, en Calvillo, Aguascalientes la cooperativa cementera “Cruz Azul” en alianza con el CONACYT desarrolló un proyecto para generar biogás y energía de la

pulpa del nopal y estiércol de bovino. Finalmente, en Zitácuaro, Michoacán se localiza la primera planta de biogás de nopal cultivado con fines energéticos. Nopalimex, la empresa dueña de la planta de biogás fue apoyada técnicamente por parte del Instituto Politécnico Nacional, la Universidad Autónoma Chapingo, el Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias (INEEL) y el Instituto de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) de la SAGARPA.

2. Métodos de búsqueda

Se revisaron las bases de datos especializadas (Scopus) y el buscador Google. Se identificaron y revisaron publicaciones científicas, técnicas y tesis. Así como, información en las bases de datos del INEGI y la SAGARPA.

3. Memoria de cálculo

Se hicieron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K con base en la relación de gases ideales ($P_1V_1/T_1 = P_2T_2/V_2$). Las condiciones del sitio no se reportan en las referencias, por lo que se estima 0.9 atm y 25 °C.

La conversión de N-m³/kg VS a N-m³/(kg biomasa fresca) se realizó utilizando el contenido seco y volátil de la biomasa fresca, como se reporta en la Tabla 2 (6% y 91%, respectivamente).

4. Resultados

Tabla 1. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	4	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Mezcla líquida (o jugo y pulpa)	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestor de alta tasa	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Trituración y cribado	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Menos del 2% se usa para generar biogás	SEDEREC (2016)/CONACYT prensa (2017) /SIAP (2017)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/unidad/año	30.0	SEDEREC (2016)/CONACYT prensa (2017) /SIAP (2017)
Materia seca	TS (%)	5.7 – 6.5	Yang <i>et al.</i> (2015)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.91	Do Nascimento Santos(2016)
Densidad	kg/m ³	1.02	Expert Judgment
C / N relación (N total)	C/N kg/ton _{ST}	48 (N: 22)	Quintana <i>et al.</i> (2017) Fernández-Pavía <i>et al.</i> (2015)
Contenido de grasas	%	<1	SAGARPA (2015)
Contenido típico de metano en biogás	%	60-65	Do Nascimento Santos (2016)/Arvizu-Fernández (2015)
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.01	Expert judgment
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv}	410 – 517 (460)	Do Nascimento Santos
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca Ton/unidad/año	22.4 – 28.2 (25.1) 14.7– 18.6 (16.5)	(2016)/Arvizu-Fernández (2015)

5. Referencias

- Arvizu-Fernández, J. (2015). *Producción de biogás con nopal*. Junio/Julio. Recuperado de: <https://www.ineel.mx/boletin022015/tenden01.pdf>
- CONACYT Prensa (2017). Primera planta de valorización de residuos orgánicos en la CDMX. Recuperado de: <http://conacytprensa.mx/index.php/ciencia/ambiente/16392-planta-valorizacion-residuos-organicos-cdmx>
- do Nascimento-Santos, Taciana, Damilano, Emmanuel, Gomes-do Prado, Adelson, Leite, Fernanda, de Fátima-Rodrigues de Souza, Raquel, Cordeiro-dos Santos, Djalma, Abreu, Cesar, Ardaillon Simões, Diogo, de Morais Jr, Marcos & Menezes, Rômulo. (2016). Potential for biofuels from the biomass of prickly pear cladodes: Challenges for bioethanol and biogas production in dry areas. *Biomass and Bioenergy*, 85.
- Fernández-Pavía, Y.L., García-Cué J.L., López-Jiménez A. & Mora-Aguilera G. (2015). Inducción de deficiencias nutrimentales en nopal verdura *Opuntia ficus indica* (L.), *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, Vol.6, 6, 1417-1422.
- Méndez-Gallegos, J., Rössel, D., Amante-Orozco, A., Gómez-González, A. & García-Herrera, J. (2010). El nopal en la producción de biocombustibles. *RESPYN Revista Salud Pública y Nutrición*, Edición Especial No. 5.
- Quintana, E., Vázquez, G., Beltrán, I., Coronel, C., Islas, S., Ortega, E. & Lucho, C. (2017). Enhancement of the biogás and biofertilizer production from *Opuntia Heliabravoana* Scheinvar in arid and semiarid zones. Centro de Investigaciones químicas, UAEH. México, 2017.
- Ríos Ramos, J. & Quintana-M., V. (2004). *Manejo general del cultivo del nopal*. Colegio de Posgraduados – Institución de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas México-Puebla-San Luis Potosí-Tabasco-Veracruz-Córdoba.
- Sáenz, C., Berger, H., García, R. C., Jiménez, E. A., & Rosell, C. (2006). *Utilización agroindustrial del nopal*. Roma: Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y la Alimentación.

- SAGARPA (2015). *Estudio de factibilidad para el establecimiento de cultivo de nopal (Opuntia) en tierras ociosas en los estados de Aguascalientes, San Luis Potosí, Guanajuato y Zacatecas con fines alimenticios, energéticos y ambientales*. México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, 28.
- SAGARPA (2018) Sistema de Información Alimentaria y Pesquera (SIAP). México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Retrieved from <https://www.gob.mx/siap>
- SEDEREC (2016). En Milpa Alta se producen 9 de cada 10 toneladas de nopal cultivados en la CDMX. Recuperado de: <http://www.sederec.cdmx.gob.mx/comunicacion/nota/en-milpa-alta-se-producen-9-de-cada-10-toneladas-de-nopal-cultivados-en-la-cdmx>
- SENER (2018) Atlas Nacional de Biomasa. México: Secretaría de Energía. Retrieved from <https://dgel.energia.gob.mx/atlasbiomasa>
- SIAP (2017). *Atlas Agroalimentario 2017*. México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, 2017, 120 pp.
- Yang, L., Lu, M., Carl, S., Mayer, J. C., Cushman, J., Tian, E. & Lin, H. (2015). Biomass characterization of Agave and Opuntia as potential biofuel feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 76.

RESIDUOS AGRÍCOLAS

Lirio acuático

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es considerado como una maleza nociva en muchas partes del mundo, ya que crece muy rápido y reduce los nutrientes y el oxígeno de los cuerpos de agua, lo que afecta negativamente a la flora y fauna (Villamagna y Murphy, 2010). Se han dado casos de bloqueo total de las vías navegables por el lirio acuático, lo que dificulta la pesca y la recreación. Shoeb & Singh (2002) informaron que, en condiciones favorables, el lirio puede alcanzar una tasa de crecimiento de 17.5 toneladas por hectárea por día en base seca. Con la creciente crisis energética complementada por las preocupaciones ambientales, la biometanización del lirio acuático puede servir como una alternativa de generación de biomasa a energía. Los problemas de gestión y las preocupaciones ambientales del lirio, así como el cambio exitoso en curso de tecnologías de energías no convencionales a renovables, han impulsado a que esta investigación se centre en la producción de biogás (Kunatsa et al., 2013).

Uso actual

Aunque se ha estudiado el manejo alternativo para eliminar los residuos de esta maleza como insumos orgánicos a los suelos o como alimento para el ganado (por ejemplo, Woomer et al., 2000), hasta ahora esta biomasa residual no se usa en México.

Costo del residuo

Como maleza nociva no hay demanda para este sustrato, por lo que no se asocia ningún costo. Existe una dicotomía sobre los impactos socioeconómicos asociados con las especies invasoras. Por un lado, hay costos y beneficios que resultan de la presencia del lirio acuático, pero también existen costos y beneficios de prevenir, manejar o erradicar la especie, incluidos los impactos ecológicos de estas acciones. Las especies invasoras representan una amenaza inmediata para los recursos de agua dulce, la biodiversidad y la sociedad en todo el mundo como resultado de una mayor conectividad dentro de nuestro mundo moderno (es decir, la globalización). El manejo de especies invasoras se enfoca principalmente en minimizar los daños socioeconómicos de manera menos costosa. Posiblemente, la generación de biomasa para la producción de biogás sea una alternativa viable que debe ser evaluada (Scheffer et al., 1993).

Potencial de biogás

El biogás se puede producir a partir del lirio acuático, siendo una fuente de energía renovable prometedora en forma de biogás. Un ejemplo de solución es el Lago Chivero en la ciudad capital de Zimbabwe, donde la creciente crisis energética complementada por preocupaciones ambientales se resolvió con la biometanización del lirio acuático, que sirvió como una alternativa de generación de biomasa a energía. La masa seca del lirio acuático en el lago Chivero fue de 23 688 toneladas/año y el rendimiento de biogás es de 12.1 litros por 1 kg de masa seca de lirio acuático, por lo que con un digestor de 10 412 m³ se pueden

producir 1 681 m³/día (87.56 kW). La velocidad de producción dependerá de muchos factores, incluidos la temperatura, el pH y el grado de sequedad de la materia prima, entre otros. Se descubrió, mediante experimentos de laboratorio, que la tasa de producción de biogás, así como la cantidad de biogás, es mayor cuando se usa lirio acuático seco en comparación con el lirio acuático fresco. Por lo tanto, el lirio acuático debe secarse antes de su uso y la inoculación con contenido del rumen de la vaca o estiércol de vaca aumentará la tasa de producción de biogás y el rendimiento final. El biogás se puede usar en el hogar para calentar, cocinar e iluminar con estufas y lámparas de biogás, además, se puede generar electricidad con motores de combustión interna (Kunatsa *et al.*, 2013).

Los primeros estudios sobre la digestión anaerobia del lirio acuático trabajaron con un proceso mesofílico convencional (35 °C), realizado en un Digestor Completamente Mezclado (CSTR) que dio como resultado un rendimiento de metano de 190 L_{CH₄}/kg_{SV}, con 42% de sólidos volátiles (SV) removidos (Chynoweth *et al.*, 1981). La mejora del proceso incrementó el rendimiento de metano hasta 340 L_{CH₄}/kg_{SV}, que corresponde a un 66% del valor estequiométrico teórico (560 L_{CH₄}/kg_{SV}) (Chynoweth *et al.*, 1982), mientras que Chin y Goh informaron un rendimiento de 503 L_{CH₄}/kg_{SV} (citado en Malik, 2007).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El lirio acuático es una pontederiaceae neotropical flotante que, durante el siglo pasado, se ha extendido por todo el mundo debido a los humanos. Fuera de su rango nativo, las altas densidades de lirio acuático pueden afectar drásticamente la apariencia y función de un cuerpo de agua. La distribución y la densidad de la planta están limitadas por la temperatura, la salinidad y la fuerza del flujo de agua (Wilson *et al.*, 2005). Es más problemático en cuerpos de aguas interiores subtropicales y tropicales con un largo tiempo de residencia y altas concentraciones de nutrientes (Mangas-Ramírez y Elias-Gutiérrez, 2004) y puede crecer rápidamente a densidades muy altas (más de 60 kg/m²), por lo que cubre completamente cuerpos de agua. Esto tiene efectos negativos sobre el medio ambiente, la salud humana y el desarrollo económico (Julien *et al.*, 1996). La fracción de nitrógeno total por sólidos totales (peso seco) es de 1.1 - 1.8% y de fósforo de 0.3 - 0.6%.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

El lirio acuático debe ser molido como una suspensión para facilitar su tratamiento (ya que la planta tiene un alto contenido de agua). Otra posibilidad sería separar el agua producida después de la molienda, mientras se retiene la fracción sólida y se seca al sol para una molienda final para obtener un polvo (se recomienda un tamaño de 0,8 mm) para aumentar su degradabilidad (Chuang *et al.*, 2011). El lirio acuático es una biomasa lignocelulósica que consiste en una mezcla compleja de lignina, hemicelulosas y celulosa. La conversión del lirio acuático a combustibles ha recibido un gran interés en las últimas décadas. Aunque el contenido de celulosa en el lirio es mucho menor comparado con la madera y la paja, es esencial un tratamiento previo para eliminar la lignina y mejorar la hidrólisis de la celulosa (Kumar *et al.*, 2009). Xu *et al.* (2011) informaron que el tratamiento previo con una solución de NaOH al 3% podría mejorar el rendimiento de metano en un 20%, y el tratamiento previo con ácido diluido también podría mejorar el rendimiento de azúcar reductor de las partes superiores de caña de azúcar. Patel *et al.* (1993) encontraron que el pretratamiento termoquímico del lirio mejoró la biometanización y los mejores resultados se obtuvieron cuando se trató a pH 11 y a 121 °C.

Potencial de co-digestión

Se ha informado que la co-digestión del lirio acuático con estiércol aumenta los rendimientos de biogás en comparación con estiércol solo, lo que indica que la biomasa de la planta contribuye más a la producción de biogás que el estiércol (Kumar, 2005; Patil *et al.*, 2014), pero el estiércol de ganado ha sido utilizado con el fin de aumentar el rendimiento de biogás y eliminación de la DQO (Ganesh *et al.*, 2005).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No existen plantas de generación de biogás por digestión o co-digestión de lirio acuático en México.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, los cuales incluyen:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México incluyen la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1 T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 °C) representativa del lirio acuático en México.

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{SV}}$ en $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa, se realizó utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (18 y 86%, respectivamente). El factor de conversión de energía aplicado es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 2. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/ Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	3	Kunatsa <i>et al.</i> (2013).
Manejo de sustrato (como sólido o líquido)	Sólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Filtros anaerobios y reactores CSTR	Ferrer <i>et al.</i> (2010)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Molienda	Hendriks y Zeeman (2009)
Uso actual del sustrato	Sin uso	-
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton / hectárea / año	300 (base húmeda) 36 (base seca)	Kunatsa et al. (2013)
Materia seca	ST (%)	18.0	Krishania et al. (2013)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.86	Kunatsa et al. (2013)
Densidad	ton/m ³	1.0	Davies y Mohammed (2011)
Relación C/N (N total)	C/N kg N/ton _{ST}	25 (N: 15)	Krishania et al. (2013) (Malik, 2007)
Contenido de grasas	%	4.1	Adeyemi y Osubor (2016)
Contenido típico de metano en biogás	%	55 - 75	Ferrer et al. (2010)
Contenido típico de azufre en biogás	%	<0.1	Ferrer et al. (2010)
Potencial de metano (rendimiento)	m ³ CH ₄ /ton _{SV}	340	Krishania et al. (2013)
	m ³ CH ₄ /ton de biomasa fresca	52.6	
	GJ/ton SV	1.9	

5. Referencias

- Adeyemi, O., & Osubor, C. C. (2016). Assessment of nutritional quality of water hyacinth leaf protein concentrate. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 42(3), 269-272.
- Chynoweth, D.P., Gosh, S., Herny, M.P., Jerger, D.E. & Srivastava, V.J. (1981). Biogasification of blends of water hyacinth and domestic sludge. In: *Proceedings of the International Gas Research Conferences*, Los Angeles, 742-755.
- Chynoweth, D.P., Dolec, D.A., Gosh, S., Herny, M.P., Jerger, D.E. & Srivastava, V.J. (1982). Kinetics and advanced digester design for anaerobic digestion of water hyacinth and primary sludge. *Biotechnology and Bioengineering Symposium* 12, 381-398.
- Chuang, Y. S., Lay, C. H., Sen, B., Chen, C. C., Gopalakrishnan, K., Wu, J. H. & Lin, C. Y. (2011). Biohydrogen and biomethane from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fermentation: effects of substrate concentration and incubation temperature. *International journal of hydrogen energy*, 36(21), 14195-14203.
- Davies, R. M., & Mohammed, U. S. (2011). Moisture-dependent engineering properties of water hyacinth parts. *Singapore Journal of Scientific Research*, 1(3), 253-263.
- Ferrer, I., Palatsi, J., Campos, E., & Flotats, X. (2010). Mesophilic and thermophilic anaerobic biodegradability of water hyacinth pre-treated at 80° C. *Waste management*, 30(10), 1763-1767.
- Ganesh, P. S., Ramasamy, E. V., Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. (2005). Extraction of volatile fatty acids (VFAs) from water hyacinth using inexpensive contraptions, and the use of the VFAs as feed supplement in conventional biogas digesters with concomitant final disposal of water hyacinth as vermicompost. *Biochemical Engineering Journal*, 27(1), 17-23.
- Julien, M.H., Harley, K.L.S., Wright, A.D., Cilliers, C.J., Hill, M.P., Center, T.D., Cordo, H.A. & Cofrancesco, A.F. (1996). International co-operation and linkages in the management of water hyacinth with emphasis on biological control. In: Moran, V.C.H.J.H. (Ed.), *Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds*, University of Cape Town, Stellenbosch, South Africa, 273-282.
- Hendriks, A. T. W. M., & Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource technology*, 100(1), 10-18.

- Krishania, M., Kumar, V., Vijay, V. K., & Malik, A. (2013). Analysis of different techniques used for improvement of biomethanation process: a review. *Fuel*, 106, 1-9.
- Kumar, S. (2005). Studies on efficiencies of bio-gas production in anaerobic digesters using water hyacinth and night-soil alone as well as in combination. *Asian Journal of Chemistry*, 17(2), 934.
- Kumar, A., Singh, L. K., & Ghosh, S. (2009). Bioconversion of lignocellulosic fraction of water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hemicellulose acid hydrolysate to ethanol by *Pichia stipitis*. *Bioresource Technology*, 100(13), 3293-3297.
- Kunatsa T., Madiye, L., Chikuku. T., Shonhiwa, C. & Musademba, D. (2013). Feasibility Study of Biogas Production from Water Hyacinth A Case of Lake Chivero – Harare, Zimbabwe. *International Journal of Engineering and Technology*, 3(2), 119-128.
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment international*, 33(1), 122-138.
- Mangas-Ramirez, E. & Elias-Gutierrez, M. (2004). Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. *Journal of Aquatic Health and Management* 7 161-168.
- Patel, V., Desai, M. & Madamwar, D. (1993). Thermochemical pre-treatment of water hyacinth for improved biomethanation. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 42 (1), 67-74.
- Patil, J. H., AntonyRaj, M. A. L., Shankar, B. B., Shetty, M. K., & Kumar, B. P. (2014). Anaerobic co-digestion of water hyacinth and sheep waste. *Energy Procedia*, 52, 572-578.
- SAGARPA. (2013). Avances de la Acuacultura y Pesca en Guanajuato. <http://www.sagarpa.gob.mx/delegaciones/Guanajuato/boletines/2013/julio/Documents/2013B011.pdf>. SAGARPA, México.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B. & Jeppesen E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 275-279.
- SEMARNAT. (2009). Informe de la situación del medio ambiente en México. SEMARNAT, Edición 2008, México, Pp.3-5.
- Shoeb F. & Singh H.J. (2002). Kinetic studies of biogas evolved from water hyacinth. *2nd International Symposium on New Technologies for Environmental Monitoring and Agro – Applications*, 138.
- Villamagna, A.M. & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater biology*, 55(2), 282-298.
- Wilson, J. R., Holst, N., & Rees, M. (2005). Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*, 81(1), 51-67.
- Woomer, P. L., Muzira, R., Bwamiki,D., Mutetikka,D., Amoding, A., Bekunda, M. A. (2000). Biological management of water hyacinth waste in Uganda. *Biological Agriculture & Horticulture*, 17, 181-196.
- Xu, J., Wang, Z., & Cheng, J. J. (2011). Bermuda grass as feedstock for biofuel production: a review. *Bioresource technology*, 102(17), 7613-7620.

RESIDUOS AGRÍCOLAS

Pulpa de café

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

El café es el séptimo cultivo agrícola con la mayor superficie cultivada en México (alrededor de 740 000 ha). En el año 2000, la producción más alta se alcanzó con 1 837 mil toneladas de café cereza (fruta antes del procesamiento). Sin embargo, luego hubo una disminución constante hasta alcanzar 835 mil toneladas en el ciclo 2015/16 (reducción del 55%). La tendencia decreciente en la producción nacional de café se explica principalmente por la reducción en la productividad de las plantaciones de café en los últimos años debido en parte, a la presencia de la roya del café y a los bajos precios internacionales.

Con respecto a la producción de café en los estados, el 61% de la producción de este cultivo durante el período 1980-2013 se concentró en dos estados: Chiapas (37%) y Veracruz (24%); Oaxaca se encuentra en el tercer lugar.

En México, el cultivo de café que proporciona ingresos a más de 300 mil productores (dos tercios de la población indígena) se ubica en 12 estados:

- a) Laderas del Golfo de México: San Luis Potosí, Querétaro, Hidalgo, Puebla, Veracruz y la parte norte de Oaxaca y Tabasco.
- b) Laderas del Océano Pacífico: Colima, Guerrero, Jalisco, Nayarit y parte de Oaxaca
- c) Región del Soconusco: mayor parte del estado de Chiapas.
- d) Región Centro Norte: el área que recibe los vientos húmedos del Golfo de México.

La temporada de café en México comienza en octubre y termina en septiembre, aunque la cosecha se realiza principalmente de noviembre a marzo. Esto se hace principalmente de forma manual (95%). La producción de café consiste en un 97% de café de la especie Arábica (*Coffea arabica*) y un 3% de la especie Robusta (*Coffea canephora*), esta última destinada principalmente a la producción de café instantáneo (en polvo).

La pulpa de café es la fracción de peso más importante de una fruta de café, que representa también el residuo principal (40 a 43% de café cereza fresco con 77% de agua). En caso de que se aplique el procesamiento en húmedo, los residuos distintivos son la piel (pericarpio) y la pulpa (mesocarpio) como un residuo sólido, el mucílago y los azúcares solubles (capa de pectina) en una fase líquida, y el casco (endocarpio) o pergamino como material sólido ligero. Para el procesamiento en seco, todos los residuos se combinan en una materia sólida conocida como cáscara de café. En México, el 97% del café se produce por procesamiento húmedo.

Sobre la base de la producción de 2015/16 y de la fracción en peso de la pulpa, se generó en México una estimación de 384 000 toneladas de pulpa de café (88 300 toneladas de materia seca). Esta producción se concentró durante los meses de invierno (diciembre a marzo).

Uso actual

Se han realizado esfuerzos dispersos para valorizar la pulpa de café como abono (modificación orgánica del suelo), alimentación animal (forraje con melaza), producción de biogás en digestores rurales de pequeña escala. Si se aplica secado al sol, la pulpa seca se usa como combustible sólido. Los procesos más sofisticados son la fermentación de sustrato sólido para producir enzimas y otros productos de alto valor, o para la producción de hongos (*Pleurotus spp.*) para consumo humano. Sin embargo, estos usos beneficiosos de la pulpa de café permanecen como experiencias aisladas debido a su complejidad y la disponibilidad limitada (estacional) de la materia prima.

Costo del residuo

La mayor parte de la producción proviene de pequeños productores rurales ubicados en áreas aisladas. Este residuo no tiene valor de mercado, ya que no hay demanda para un procesamiento adicional.

Potencial de biogás

La pulpa de café puede ser digerido anaeróbicamente para la producción de biogás (digestión seco); sin embargo, su contenido de cafeína y polifenoles pueden obstaculizar su biodegradabilidad. A fin de reducir el efecto inhibitor de estos compuestos, se puede considerar la adición (co-digestión) de las aguas residuales descargadas del proceso húmedo.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La separación de la fruta fresca (cereza) y el frijol (semilla) se realiza mediante dos procesos diferentes: húmedo y seco. Su propósito es eliminar la pulpa, el mucílago y el casco (pergamino), dejando los granos de café listos para su comercialización y tostado. La ruta seca, limitada al café Robusta, se aplica solo al 3% de la producción en México. Este es un proceso no microbiano, sin necesidad de agua. En este método, las frutas maduras permanecen en el árbol mientras experimentan una deshidratación parcial. Luego se recolectan, se secan al sol sobre el suelo hasta que se alcanza un contenido de humedad del 10 - 11%. Luego se pelan mecánicamente, produciendo un residuo sólido (cáscara de café).

El proceso húmedo comienza con la recepción de la cereza en un tanque (sifón) lleno de agua que impide la fermentación y facilita su selección por densidad; posteriormente, la materia prima pasa del fondo del tanque a la sección de despulpado. En esta etapa, las máquinas realizan la separación de la pulpa del grano de café y se producen las aguas residuales de despulpado. Luego, los granos de café pasan a la fermentación, etapa en la cual el mucílago del grano se elimina por medios microbiológicos en tanques durante aproximadamente un día. Al final de este período, se aplica agua fresca para lavar el mucílago de la superficie del grano (se produce agua de lavado) y luego se pasa al secado (sobre el suelo bajo el sol o con secadores mecánicos). Esta operación reduce la humedad del grano de 52 a 12%, aproximadamente. Alrededor del 40 al 43% (peso húmedo) de la fruta fresca de cereza termina en la pulpa de café y el 4% como casco o pergamino.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

La molienda gruesa se puede aplicar para el acondicionamiento de la pulpa de café antes de los digestores anaerobios. No se necesitan operaciones específicas para la valorización del abono o forraje.

Potencial de co-digestión

Co-digestión con estiércol de vaca puede ser recomendada debido a la estacionalidad de la producción de pulpa de café. De esta manera, el biogás se produce durante todo el año, sobre la base de la alimentación de co-sustrato. Otro enfoque es para co-digerir los desechos sólidos y líquidos del proceso húmedo, en un solo estanque cubierto anaerobio.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

Actualmente no existen plantas anaerobias en operación en México.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y utilizando Google. Se identificaron y revisaron trabajos científicos, publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1 / T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 °C) representativa de las plantaciones de café en México.

La conversión de N-m³/kg_{sv} en N-m³/kg de biomasa fresca, se realizó utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (23 y 95%, respectivamente). El factor de conversión de energía aplicado es de 35.9 MJ/N-m³_{CH₄}.

4. Resultados

Tabla 3. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	2	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Sólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestión seca	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Molienda gruesa	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Mínimo (biogás, abono, forraje)	Houbron <i>et al.</i> (2007); Figueroa-Hernández (2015)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/unidad/año	Sin dato	-
Materia seca	ST (%)	22.2 - 23.3	Braham y Bressani (1979); Houbron et al. (2007)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.92 - 0.97	Braham y Bressani (1979); Houbron et al. (2007)
Densidad	kg/m ³	270 - 300	Montilla Pérez et al. (2008)
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{ST}	25 - 31 (N: 17.6)	Figueroa-Hernández et al (2015); Blandón Castaño et al. (1999)
Contenido de grasas	%	2 - 2.5	Murthy y Naidu (2012); Figueroa-Hernández et al (2015)
Contenido típico de metano en biogás	%	48 - 60	Calzada et al. (1981)
Contenido típico de azufre en biogás	%	<0.01	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	350 - 670 (450)	Calzada et al. (1981) Kivaisi y Rubindamayugi (1996)
	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	76 - 146 (100)	Después de Calzada et al. (1981) Kivaisi y Rubindamayugi (1996)
	GJ/ton _{SV}	12.6 - 24.1 (16.2)	

5. Referencias

- Calzada J.F., de León O.R., de Arrola M.C., de Micheo F., Rolz C., de León R. & Menchú J.F. (1981). Biogas from coffee pulp. *Biotechnology Letters*, 3, 713-716.
- Blandón-Castaño G., Dávila-Arias M.T., Rodríguez-Valencia N. (1999). Caracterización microbiológica y físico-química de la pulpa de café sola y con mucílago, en proceso de lombri-compostaje. *Cenicafé*, 50, 5-23.
- Braham J.E., Bressani R. (1979). *Coffee pulp: composition, technology, and utilization*. IDRC Canada, 95 pp. Retrieved from <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/6006>
- Figueroa-Hernández E., Pérez-Soto F., Godínez-Montoya L. (2015). *La Producción y el Consumo del Café*, Ecorfan editor, España, 170 pp. ISBN 978-607-8324-49-1.
- Houbron E., Cano-Hernández V., Reyes-Alvarado L.C., Rustrián E. (2007). En busca de una solución para el tratamiento de los desechos del café. *Gaceta de la Universidad Veracruzana*, 101, 8 pp.
- Kivaisi A.K., Rubindamayugi M.S.T. (1996). The potential of agro-industrial residues for production of biogas and electricity in Tanzania, *Renew. Energy* 9, 917-921.
- Montilla-Pérez J., Arcila-Pulgarín J., Aristizábal-Loaiza M., MontoyaRestrepo E.C., Puerta-Quintero G., Oliveros-Tascón C.E., Cadena -Gómez G. (2008). Propiedades físicas y factores de conversión del café en el proceso de beneficio. *Avances Técnicos* 370, *Cenicafé*, Colombia, 8 pp.
- Murthy P.S. & Naidu M. (2012). Sustainable management of coffee industry by-products and value addition –A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 66, 45-58.

RESIDUOS DE GANADO

Estiércol de ganado vacuno (carne)

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1 Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

La producción de ganado es una actividad muy extendida en México. Treinta y un estados producen ganado. Sobre la base del último censo oficial realizado en 2007 por INEGI (2009), los tres principales productores son los estados de Veracruz, Jalisco, Chihuahua (2 454 171, 1 931 546 y 1 708 887 animales, respectivamente).

En México, la mayor parte del estiércol se produce en forma sólida (estiércol mezclado con orina y basura). Solo en el caso de las unidades de ordeña mecanizadas, el estiércol es líquido (estiércol mezclado con orina y agua utilizada para la limpieza de la unidad de ordeña). Se ha preparado una hoja de datos particular para ese tipo de residuo, por lo que no se trata en esta ficha. La cantidad total estimada de estiércol de vaca producido en México en 2007 fue de 75 928 914 toneladas/año (INEGI, 2009). Esta cifra se calcula en función del número de bovinos en 4 rangos de edades (menos de 1 año, 1 a 2 años, 2 a 3 años y más de 3 años) con la correspondiente producción de estiércol por animal (4, 8, 10, 15 kg/animaldía (Vera-Romero et al., 2014)). La producción de estiércol por animal se estimó solo para la fracción sólida de estiércol.

Uso actual

La práctica común entre los productores de ganado incluye el almacenamiento de estiércol de vaca en pilas. El tiempo de almacenamiento y las medidas asociadas dependerán del tamaño de la unidad de producción y de las oportunidades de valorización o disposición final identificadas. Por lo general, no hay aireación de la pila durante el almacenamiento de estiércol. El estiércol de la pila se aplica en tierras agrícolas como mejorador del suelo. Dependiendo de la cantidad de vacas que se engordan y del tamaño de la superficie que se cultiva para forraje, un exceso de estiércol (que puede ser variable) no es utilizado. Este exceso se vende a los productores de composta/vermicomposta. El exceso restante es regalado a otros agricultores como mejorador de suelo.

Costo del residuo

El costo del estiércol de vaca en el mercado varía según la oferta y la demanda. Los precios de venta pueden ser bajos, como en el estado de Aguascalientes (\$ 500 MXN pesos por camión de 3 toneladas), o más altos, alrededor de \$ 1 000 pesos/tonelada en el estado de Morelos, cuando se venden a productores de composta/vermicomposta.

Potencial de biogás

El estiércol de vaca tiene un potencial de biogás medio. Debe tenerse en cuenta que el estiércol de vaca se compone de dos fracciones: una de fácil biodegradabilidad (que es soluble en agua) y una parte de lenta biodegradabilidad, que es principalmente fibra lignocelulósica.

1.2 Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El ganado confinado para la producción de carne y productos lácteos es la principal fuente de estiércol para la digestión anaerobia. El estiércol de vaca confinado se recolecta con la ayuda de paletas (productores pequeños) o cargadores mecánicos (productores medianos y grandes). Una práctica habitual es transportar el estiércol a las áreas designadas para almacenarlo en pilas. Un almacenamiento más apropiado para evitar la pérdida de nutrientes requiere el uso de recipientes especiales (estercoleros) para mantener el estiércol seco y evitar la fuga de nutrientes por el agua de lluvia. Sin embargo, en general los estercoleros no se utilizan en México.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Para tratar la fracción sólida de estiércol mediante digestión anaerobia húmeda es necesario diluirlo con agua. Los trozos grandes de paja deben ser cribados. Alternativamente, el estiércol líquido se puede moler para reducir el tamaño de la paja. Sin embargo, en México estos tratamientos previos son poco comunes y esto lleva a una disminución en el volumen efectivo de trabajo en el estanque o reactor.

Si bien el pretratamiento no se practica en México, varios informes de la literatura muestran las ventajas de usar procedimientos diferentes y más complejos. Se ha informado que los tratamientos alcalinos y oxidativos disminuyen el contenido de lignina y aumentan el potencial de biogás (Ramos-Suárez *et al.*, 2017) como el tratamiento previo termoquímico. Sin embargo, el análisis técnico-económico demostró que el pretratamiento termoquímico no era factible (Passos *et al.*, 2017)

Potencial de co-digestión

Debido a la baja relación C/N, la co-digestión anaerobia de estiércol con residuos lignocelulósicos, con altas relaciones C/N, es una alternativa conveniente (Neshat *et al.*, 2017). El estiércol ha sido co-digerido con diversos residuos. El estiércol de vaca y el lodo de aguas residuales se utilizaron como residuos primarios junto con los residuos de cocina, desechos de jardín, residuos florales, y aguas residuales lácteas como co-sustratos (Kumari, *et al* 2018).

1.3 Ejemplos de plantas en operación en México

Las lagunas anaerobias cubiertas se han aplicado en diferentes partes de México. Sin embargo, no se obtuvo ninguna información con respecto a plantas específicas de operación.

2. Métodos de búsqueda

La producción de estiércol se estimó con base en la información reportada por el Instituto Nacional de Geografía y Estadística de México (INEGI, 2009) y en la literatura (Vera-Romero, I. *et al*, 2014). Las características del estiércol se obtuvieron de literatura (Risberg *et al*, 2013).

3. Memoria de cálculo

Como se mencionó anteriormente, se estimó la producción total de estiércol para cada categoría de edad multiplicando la producción de estiércol para el factor correspondiente y por 365 días para estimar la producción anual. Además, se realizó la conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$ en $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa fresca utilizando el contenido seco y volátil de la biomasa fresca como se indica en la Tabla 2 (10 y 77% como valores representativos, respectivamente). El factor de conversión de energía aplicado es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 4. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	3	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	sólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Lagunas anaerobias cubiertas	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Sí	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Mejorador del suelo	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Uso medio	Juicio experto
Costo esperado	300 \$ - 1 000 MXN/ton	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/unidad/año *	a. 1.46 ** b. 2.92 c. 3.65 d. 5.475	Vera-Romero et al., 2014
Materia seca	ST (%)	4 - 15	Risberg et al., 2013. Juicio experto
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.74 - 0.80	Risberg et al., 2013
Densidad	ton/m ³	0.9 - 1.05	Juicio experto
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton ST	6.2 - 10.6 (N: 10.1)	Risberg et al., 2013. Juicio experto
Contenido de grasas	%	No significativo	Juicio experto
Contenido típico de metano en biogás	%	50 - 58	Risberg et al., 2013
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.14 - 0.25	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton SV	210 - 330 (270)	Risberg et al., 2013
	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	16.2 - 25.4 (20.8)	
	GJ/ton SV	7.5 - 11.8 (9.7)	

* Unidad: Vaca; ** edad del animal a. <1 año; b. 1 a 2 años; c. > 2 años a 3 años; d. > 3 años

5. Referencias

- INEGI (2009). Censo Agropecuario 2007. VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Retrieved from <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=17177&s=est>
- Kumari, K., Suresh, S., Arisutha, S., Sudhakar, K. (2018). Anaerobic co-digestion of different wastes in a UASB reactor. *Waste Management*. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.007>
- Neshat, S.A., Mohammadi, M., Najafpour, G.D., Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renew and Sustainable Energy Reviews*, 79:308-322. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.137>
- Passos, F., Ortega, V., Donoso-Bravo, A. (2017). Thermochemical pretreatment and anaerobic digestion of dairy cow manure: Experimental and economic analysis. *Bioresource Technology*, 227:239-246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.034>
- Vera-Romero, I., Estrada-Jaramillo, M., Martínez-Reyes, J., Ortiz-Soriano, A. (2014). Potencial de generación de biogás y energía eléctrica. Parte I. Excretas de ganado porcino y bovino. *Ingeniería Investigación y Tecnología*. Vol XV, No. 3. 429 - 436. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/iit/v15n3/v15n3a9.pdf>
- Ramos-Suarez, J.L., Gómez, D., Regueiro, L., Baeza, A., Hansen, F. (2017). Alkaline and oxidative pretreatments for the anaerobic digestion of cow manure and maize straw: Factors influencing the process and preliminary economic viability of an industrial application. *Bioresource Technology*, 241:10-20. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.054>
- Risberg K, Sun L, Levén L, Horn SJ, Schnürer A. (2013) Biogas production from wheat straw and manure—impact of pretreatment and process operating parameters. *Bioresource Technology*, 149:232–7. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.054>

RESIDUOS DE GANADO

Estiércol líquido lechero

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Los principales productores de leche en México son: Jalisco (18% de la producción total), Durango (10%), Coahuila (10%), Chihuahua (8%), Veracruz (7%) y Guanajuato (7%). El número total de vacas lecheras en México es de aproximadamente, 2.46 millones (SAGARPA, 2015). Se estima que las vacas lecheras cuyo peso promedio es de 500 kg, generan aproximadamente 34 kg de estiércol líquido lechero (heces + orina + aguas residuales) por día (Pinos-Rodríguez, *et al.*, 2012). Con base en la información reportada por SAGARPA (2015), se puede estimar que se generan 83 640 toneladas de estiércol líquido lechero total por día que se caracterizan por un alto contenido de sólidos totales (8-12% del total de sólidos), siendo un recurso potencial en la producción de energías renovables y fertilizantes del suelo, o un riesgo potencial de contaminación. La cantidad total de nitrógeno y fósforo en el estiércol se estima en 111 kg N por vaca lechera por año y 42.7 kg de P por vaca lechera por año, respectivamente (Melse *et al.*, 2017).

Uso actual

El destino del estiércol líquido lechero está estrechamente relacionado con la disponibilidad de agua; por lo tanto, también se correlaciona con el sistema de limpieza del depósito. El método de limpieza más utilizado es la limpieza mixta, el cual consiste en palear y enjuagar. Después de salir del corral, el estiércol líquido corre a una fosa. Las técnicas de manejo de desechos más utilizadas son las siguientes: (a) Aplicación al suelo: es la aplicación directa de lodos no tratados a tierras de pastoreo o tierras de cultivo; (b) Almacenamiento y secado: consiste en almacenar residuos en tanques de almacenamiento de lodos. Posteriormente, este desperdicio se usa en áreas de cultivo como mejorador del suelo con beneficios de fertilización; (c) Separación sólida y líquida: este sistema permite una mejor utilización de los nutrientes para la aplicación a la tierra. La mayoría de los sólidos separados están lo suficientemente secos como para apilarlos, mientras que el líquido separado puede manejarse como cualquier otro fluido. De hecho, este líquido puede diseminarse a través de los rociadores de irrigación a velocidades que pueden controlarse fácilmente como ocurre con el estiércol líquido crudo; (d) Composta: consiste en la degradación de una mezcla de material orgánico causada por una serie de microorganismos en un ambiente húmedo, cálido y aerobio. El compostaje puede usarse posteriormente como fertilizante orgánico; (e) Reutilización de excretas como alimento para especies de ganado: se agregan nutrientes a estos productos y luego se usan para alimentar al ganado; y (f) Lagunas de estabilización: es una estructura profunda en el suelo donde se recoge el estiércol líquido y donde permanece para que las bacterias anaerobias lo descompongan. En este proceso, la mayoría de los sólidos contenidos en el estiércol líquido se vuelven líquidos o gaseosos; en consecuencia, el contenido orgánico y el valor nutritivo del estiércol líquido disminuye (Global Methane Initiative, 2008).

Costo del residuo

De los métodos de aprovechamiento existentes, ninguno cumple con las prácticas ganaderas ya sea técnicas, económicas o sanitarias que se refieren al manejo del estiércol líquido en México. Dicho estiércol líquido recolectado solo representan el 10% del total generado (SAGARPA, 2011). El costo estimado del método tradicional, que consiste en recolectarla y regarla como fertilizante es de \$ 3 000 pesos mexicanos por tonelada de estiércol líquido manejado (Silván-Hernández *et al.*, 2017). Otra posibilidad para el manejo del estiércol líquido es la deshidratación solar, la compactación y la subsiguiente quema de la misma, que tiene un costo que varía de \$ 6 000 a \$ 12 600 pesos mexicanos por tonelada (Silván-Hernández *et al.*, 2017). La producción de biogás a partir del estiércol líquido debe considerar el costo del transporte al digestor; solo las granjas grandes pueden pagar este costo, ya que el elemento de transporte se puede minimizar debido a la alta disponibilidad de sustratos (INEGI, 2014).

Potencial de biogás

La intensa fermentación del material celulósico en el rumen de las vacas lecheras deja menos carbohidratos solubles en el estiércol líquido, lo que resulta en un nivel relativamente bajo de materia orgánica en forma soluble con una proporción mayoritaria de sólidos orgánicos en suspensión (con una proporción de 0.75 g_{DQO}/g_{SV}): debido a este hecho, esta materia prima tiene una biodegradabilidad limitada y se recomienda la co-digestión con otros desechos (Massé *et al.*, 2003). Orrico *et al.* (2012) observaron que la dieta tuvo un efecto en el proceso de biodigestión; ellos advirtieron que la proporción con la mayor cantidad de concentrado (40% de forraje y 60% de concentrado) condujo a una mayor eficiencia en la producción de gas en comparación con la dieta mixta de 60%/40%. El potencial de producción de metano obtenido fue de 124 y 216 N-m³_{CH₄}/kg_{SV}, respectivamente. Aunque el principal objetivo de la digestión anaerobia del estiércol líquido es el uso de biogás como combustible renovable, México tiene un mercado incipiente al respecto (Global Methane Initiative, 2010).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

En las operaciones de confinamiento total, el estiércol líquido se recolecta mediante el lavado con agua en los establos y se descarga a las lagunas de sedimentación. En operaciones de confinamiento parcial y operaciones de doble propósito (carne y lechería), las vacas pasan parte del día en graneros y el resto en pastos, por lo tanto, solo se recolecta el estiércol líquido excretada en establos (50% del total). Sobre la base de los proyectos lecheros del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) en México registrados en el sitio web de la CMNUCC, la siguiente población de vacas lecheras utilizaría lagunas de sedimentación: confinamiento total del 25%, confinamiento parcial del 7% y sistemas de doble propósito del 48%. Por lo tanto, solo los desechos de estos sistemas podrían ser alimentados a digestores anaerobios (Global Methane Initiative, 2010).

La mayoría de los digestores anaerobios a gran escala que operan actualmente reciben un estiércol líquido con un contenido total de sólidos entre 8-12%. Esta concentración dificulta el funcionamiento de algunos equipos como las bombas (problemas de viscosidad y obstrucción) y el propio digestor (acumulación de sólidos y limitaciones de mezcla). La separación por gravedad de las fracciones líquidas y sólidas del estiércol líquido es un proceso deseable que permite reducir el volumen de los desechos a transportar y una mejor utilización de los nutrientes, ya que el efluente líquido puede manejarse como cualquier otro fluido (Iniciativa Global para el Metano, 2008).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Se recomienda, como acondicionamiento del residuo, utilizar separadores mecánicos para las fracciones sólidas y líquidas en el estiércol líquido junto con varios polímeros para mejorar el rendimiento de

separación de ambas fracciones (Mohri *et al.*, 2000). Dado que la hidrólisis es el paso limitante en la digestión anaerobia de los sustratos particulados y complejos como el estiércol líquido, se pueden aplicar métodos de pretratamiento para solubilizar la materia orgánica y, en consecuencia, aumentar la velocidad y la extensión de la digestión anaerobia. De hecho, varias investigaciones han reportado mejoras en la digestión anaerobia de varios sustratos sólidos y semisólidos mediante el empleo de técnicas de pretratamiento (Carrere *et al.*, 2015). No obstante, para el estiércol líquido de vacas lecheras, pocos resultados se han llevado a cabo hasta ahora, todos ellos destinados a romper la fibra presente en la biomasa. Para este propósito, se evaluaron microondas, tratamiento previo químico y álcali junto con tratamiento mecánico previo (Angelidaki y Ahring, 2000). Estos métodos de tratamiento previo son costosos, por lo que pueden aplicarse en pocos casos específicos. Los resultados obtenidos mostraron que los ácidos y las bases producen los mejores resultados, según la mejora en el potencial de metano.

Potencial de co-digestión

El estiércol líquido contiene alto contenido de sustancias no biodegradables y tiene una baja relación C/N, por lo que tiene un bajo rendimiento de metano en la mono-digestión anaerobia (Hartmann y Ahring, 2005). Banks *et al.* (2011) recomendaron la co-digestión en granja del estiércol líquido lechero como el medio más efectivo para hacer económicamente viable la digestión de dicho estiércol. La co-digestión del estiércol líquido lechero puede aumentar la producción de biogás y mejorar la estabilidad del proceso (Zhang *et al.*, 2013). La co-digestión del estiércol líquido lechero, la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales y los residuos del desmontaje del algodón dio lugar a mayores rendimientos de gas metano (172 m³ de metano/tonelada de residuos secos) (Macias-Corral *et al.*, 2008). Un alga verde (*Ulva lactuca*) que se acumula en playas y estuarios poco profundos sujetos a eutrofización fue co-digerida continuamente con el estiércol líquido lechero en proporciones del 25%, 50% y 75% (por contenido de sólidos volátiles), obteniendo un rendimiento de 170 m³ metano/tonelada de SV a una velocidad de carga orgánica de 2.5 kg_{sv}/m³d (Eoin *et al.*, 2014).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

La granja lechera La Montaña esta localizada en Tizimín, en la región de la península de Yucatán en el sur de México. Esta granja lechera está ubicada en la región mexicana con la menor producción de leche. De acuerdo con la información recopilada sobre esta granja, el tamaño de la población vacuna es de 82 vacas, pero la mayoría de ellas son muy jóvenes, lo que llevará al crecimiento de la manada en los próximos años. En este caso, es óptimo diseñar la producción de biogás teniendo en cuenta el aumento futuro del tamaño de la manada a 200 vacas, lo que básicamente otorga restricciones a la capacidad diaria de materia prima a alrededor de 10 toneladas de estiércol por día (Koldisevs, 2014).

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, que incluyeron:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1/T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 °C) representativa de las granjas lecheras en México.

La conversión de N-m³/kg SV en N-m³/kg de DQO, se realizó utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (10 y 85%, respectivamente) y la relación 0.75 DQO/SV. El factor de conversión de energía aplicado es de 35.9 MJ/N-m³CH₄.

4. Resultados

Tabla 5. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	2	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido (estiércol líquido)	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Reactores UASB y lagunas	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Sí	Juicio experto
Uso actual del sustrato	En riego de cultivos, disposición en suelos	Iniciativa Global de Metano (2010)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/vaca/año	34	Pinos-Rodríguez, et al. (2012)
Materia seca	ST (%)	8.0 - 12.0	Temática Red de Bioenergía AC (2012)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.85	Juicio experto
Densidad	ton/m ³	0.97	Juicio experto
Relación C/N (N total)	C/N kg _N /ton _{ST}	6 - 20 (N: 90)	Koldisevs (2014), Melse et al., 2017
Contenido de grasas	%	3.23	Varnero-Moreno (2011)
Contenido típico de metano en biogás	%	55.0	Red temática de bioenergía AC (2012)
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.4	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	124 - 216 (136)	Allen et al. (2014)
	N-m ³ CH ₄ /ton _{DQO}	165 - 288 (181)	Koldisevs, J. (2014)
	N-m ³ CH ₄ /m ³	10.5 - 18.4 (15.4)	

5. Referencias

- Allen, E., Wall, D. M., Herrmann, C., & Murphy, J. D. (2014). Investigation of the optimal percentage of green seaweed that may be co-digested with dairy slurry to produce gaseous biofuel. *Bioresource technology*, 170, 436-444.
- Angelidaki, I. & Ahring, B.K.K. (2000). Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Science and Technology*, 41, 189 - 194.
- Banks, C.J., Salter, A.M., Heaven, S., Riley, K. (2011). Energetic and environmental benefits of co-digestion of food waste and cattle slurry: a preliminary assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 56, 71 - 79.
- Carrere, H., Antonopoulou, G., Affes, R., Passos, F., Battimelli, A., Lyberatos, G. & Ferrer, I. (2015). Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: from lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology*, 199, 386 - 397.
- Eoin, A., Wall, D.M., Herrmann, C. & Murphy, D. (2014). Investigation of the optimal percentage of green seaweed that may be co-digested with dairy slurry to produce gaseous biofuel. *Bioresource Technology*, 170 (2014), 436-444.
- Global Methane Initiative (2008). Mexico's Profile for Livestock Waste Management.
- Global Methane Initiative (2010) Resource Assessment for Livestock and Agro-Industrial Wastes - Mexico.
- Hartmann, H & Ahring, B.K., (2005). Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Water Research*, 39, 1543 - 1552.
- INEGI (2014) Directorio estadístico nacional de unidades económicas. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía México.
- Koldisevs, J. (2014). *Biogas production in rural areas of Mexico* (Unpublished master's thesis). Energy Technology. Division of Energy Technology, Stockholm.
- Macias-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H., & Longworth, J. (2008). Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresource technology*, 99(17), 8288 - 8293.
- Massé, D. I., Croteau, F., Patni, N. K., & Masse, L. (2003). Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C. *Canadian Biosystems Engineering*, 45, 6-1.
- Melse, R. W., de Buissonjé, F. E., Qiao, W., & Dong, R. J. (2017). Manure nutrient application on a Chinese dairy farm with arable land: A case study based on Dutch experience of equilibrium fertilization. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 10(4), 182-188.
- Mohri, T., Fukagawa, R., Tateyama, K., Mori, K., Ambassah, N.O. (2000) Slurry dewatering system with planetary rotation chambers. *TM Special Technical Publication*, 1374, 279-292.
- Orrico-Júnior, M.A.P., Orrico, A.C.A., Lucas-Júnior, J., Sampaio, A.A.M., Fernandes, A.R.M., Oliveira, E.A. (2012). Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 41(6), 1533-1538.
- Pinos-Rodríguez, J. M., García-López, J. C., Peña-Avelino, L. Y., Rendón-Huerta, J. A., González-González, C., & Tristán-Patiño, F. (2012). Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia*, 46(4), 359-370.
- Red Temática de Bioenergía A.C. (2012). Producción de Biogás en México. Estado Actual y Perspectivas. *Cuaderno Temático sobre Bioenergía*, (5), pps. 29-34.
- SAGARPA (2011). Manual de Buenas Prácticas Pecuarias: Sistema de Explotación Extensivo y Semi-Extensivo de Ganado Bovino de Doble Propósito.
- SAGARPA (2015). Servicio de información agroalimentaria y pesquera. Población ganadera: bovino lechera 2006 - 2015.

- Silván-Hernández, O., De la Cruz-Burelo, F., Macías-Valadez, M., & Pampillón-González, L. (2017). Theoretical and technical biomass resource assessment from swine and cattle manure in Tabasco: A case study in southeast Mexico. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 23, 83-92.
- Varnero-Moreno, M. T. (2011). Manual de biogás. *Minenergía*. Santiago, Chile: Minenergía/PNUD/FAO/GEF.
- Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., Tan, T. (2013). The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*, 129, 170 - 176.

RESIDUOS DE GANADO

Estiércol de aves

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

La crianza de aves es una actividad difundida en México. Las treinta y dos entidades federativas producen aves de corral. Los tres principales estados productores que crían gallos, gallinas y pollos en diferentes edades son: Jalisco (49 853 367), Veracruz (29 036 425) y Puebla (28 418 523). La producción anual de estiércol de ave estimada en México en el año 2007 fue de 2 316 116 toneladas métricas por año (INEGI, 2009). Para la estimación se emplearon factores de 0.009 y 0.0075 toneladas/unidad/año para gallinas + gallos y pollos, respectivamente, de acuerdo con un experto de la administración pública (SAGARPA).

Uso actual

Existen dos tipos de estiércol de aves. Por un lado, se encuentra la pollinaza que es producido por pollos criados para consumo humano, el cual está mezclado con materiales inorgánicos o poco biodegradables de la cama de paja. La pollinaza se utiliza como mejorador nutricional para el forraje, para tal fin existen reglas para el manejo y desinfección. Por otro lado, está la gallinaza, la que se produce por gallinas ponedoras de huevos y gallos; este tipo de estiércol se encuentra, prácticamente libre de otros materiales y es moderadamente biodegradable, se utiliza como fertilizante de forma fresca o composteada.

Costo del residuo

El costo del estiércol de ave depende del tipo, la estación del año y la localización. La gallinaza es menos costosa que la pollinaza. Durante el invierno, ambas son menos costosas que en el verano. Aunque es variable, el costo promedio de la gallinaza se encuentra entre 200 a 400 pesos mexicanos por tonelada métrica. Mientras que el costo de la pollinaza depende del tipo de la cama de paja y varía estacional y geográficamente; en promedio se encuentra entre 500 y 900 pesos mexicanos.

Potencial de biogás

El estiércol de ave tiene un potencial de biogás de mediano (gallinaza) a bajo (pollinaza).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La gallinaza es producida por las gallinas ponedoras de 1 a 4 años, las cuales se mantienen en jaulas y el estiércol puede recolectarse por debajo. Por otra parte, la pollinaza es producida por los pollos que se mantienen en camas de paja, arena, rastrojo o serrín. Los pollos son engordados desde crías hasta las 16-20 semanas de edad. El estiércol recolectado está mezclado con la cama del corral.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Para tratar el estiércol de ave por digestión anaerobia se necesita separar las plumas, rocas, arena y serrín. Si el contenido de sólidos es menor a 15% se requiere diluir para la digestión húmeda. Si el contenido de sólidos es mayor a 60% debe aplicarse digestión anaerobia seca. Se recomienda aplicar un pretratamiento para hacer más biodegradable la fracción lignocelulósica presente en la cama del corral. Se han propuesto algunos pretratamientos termoquímicos (Costa *et al.*, 2012; Ardic *et al.*, 2005).

Potencial de co-digestión

La digestión anaerobia del estiércol de ave es difícil por el alto contenido de nitrógeno, sólidos y materiales lignocelulósicos de la cama del corral (serrín, paja y rastrojo). Asimismo, la formación de amoníaco durante la digestión anaerobia inhibe la metanogénesis. Por lo tanto, la co-digestión con otros sustratos ayuda a superar esas limitaciones (Li *et al.*, 2014; Sun *et al.*, 2016). El estiércol de cerdo es un excelente co-sustrato por su alto contenido de agua y excelente capacidad amortiguadora de pH (Regueiro *et al.*, 2012; Rodríguez-Verde, *et al.*, 2018).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No se encontró información acerca de plantas en operación que utilicen estiércol de ave para la producción de biogás en el país.

2. Métodos de búsqueda

La producción de estiércol de ave fue estimada con base en el número de pollos y gallinas reportadas por el INEGI (2009). La producción de estiércol se calculó utilizando factores de producción de estiércol por animal reportados previamente (SAGARPA) y con juicio de experto. Las características del estiércol se obtuvieron de una publicación especializada (Rodríguez-Verde *et al.*, 2018).

3. Memoria de cálculo

La conversión de sólidos volátiles ($N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{VS}}$) a biomasa fresca ($N\text{-m}^3/\text{kg}$) se realizó utilizando el contenido seco y volátil de la biomasa fresca como se reporta en la Tabla 2 (gallinaza: 30 y 65%, respectivamente; pollinaza: 80 y 61% respectivamente). El factor de conversión de energía fue $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 6. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	1 (<i>pollinaza</i>) 3 (<i>gallinaza</i>)	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Sólido/mezcla líquida	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestión húmeda / digestion seca	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Sí	Juicio experto
Uso actual del sustrato	<i>Gallinaza</i> (mejorador de suelo). <i>Pollinaza</i> : mejorador de forraje	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Alto	Juicio experto
Costo esperado	Alto	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/unidad/año	a) 0.0075 b) 0.0062-0.009	Juicio experto; SAGARPA
Materia seca	TS (%)	a) 80.6 b) 29.9	Rodriguez-Verde <i>et al.</i> , 2018; Wang, <i>et al.</i> , 2014
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	a) 0.607 b) 0.653	Rodriguez-Verde <i>et al.</i> , 2018; Wang, <i>et al.</i> , 2014
Densidad	kg/m ³	0.35	Rodriguez-Verde <i>et al.</i> , 2018
C / N relación (N total)	C/N kg/ton _{TS}	9.5 (N: 16)	Wang, <i>et al.</i> , 2014. Expert judgment
Contenido de grasas	%	Not significant	Juicio expert
Contenido típico de metano en biogás	%	65 – 70	Juicio expert
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.35	Juicio expert
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{vs}	a) 159 b) 170-181 (175)	Rodriguez-Verde <i>et al.</i> , 2018, Wang, <i>et al.</i> , 2013
	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	a) 77.6 b) 33.2 – 35.3 (35.3)	
	GJ/tonelada _{vs}	a) 5.8 b) 6.1 – 6.5 (6.3)	

* Unidad: toneladas/gallina/año (*gallinaza*) o toneladas/pollo/año (a, *pollinaza*, b, *gallinaza*)

5. Referencias

- Ardic, I., Taner, F., (2005). Effects of thermal, chemical and thermochemical pretreatments to increase biogas production yield of chicken manure. *Fresenius Environ. Bull.* 14:373–380. Disponible en: [http://refhub.elsevier.com/S0956-053X\(17\)30801-2/h0045](http://refhub.elsevier.com/S0956-053X(17)30801-2/h0045)
- Costa, J.C., Barbosa, S.G., Alves, M.M., Sousa, D.Z., (2012) Thermochemical pre- and biological co-treatments to improve hydrolysis and methane production from poultry litter. *Biores. Technol.* 111:141–147. Disponible en: [http://refhub.elsevier.com/S0956-053X\(17\)30801-2/h0080](http://refhub.elsevier.com/S0956-053X(17)30801-2/h0080)
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2009). Estados Unidos Mexicanos. Censo Agropecuario 2007, VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Aguascalientes, Ags. Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=17177&s=est>
- Li, Y., Zhang, R., He, Y., Zhang, C., Liu, X., Chen, C., Liu, G., (2014). Anaerobic codigestion of chicken manure and corn stover in batch and continuously stirred tank reactor (CSTR). *Biores. Technol.* 156, 342–347. Disponible en: [http://refhub.elsevier.com/S0956-053X\(17\)30801-2/h0140](http://refhub.elsevier.com/S0956-053X(17)30801-2/h0140)
- Regueiro, L., Carballa, M., Álvarez, J.A., Lema, J.M., (2012). Enhanced methane production from pig manure anaerobic digestion using fish and biodiesel wastes as co-substrates. *Biores. Technol.* 123, 507–513. Disponible en: [http://refhub.elsevier.com/S0956-053X\(17\)30801-2/h0170](http://refhub.elsevier.com/S0956-053X(17)30801-2/h0170)
- Rodríguez-Verde, I., Regueiro, L., Lema, J.M., Carballa, M. (2018). Blending based optimization and pre-treatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. *Waste Management* 71:521 – 531. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.002>
- SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (s.f.) Utilización de estiércoles. Disponible en: <http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasCOUSSA/Utilizacion%20de%20estiercoles.pdf>
- Sun, C., Cao, W., Banks, C.J., Heaven, S., Liu, R., (2016). Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. *Biores. Technol.* 218, 1215–1223. Disponible en: [http://refhub.elsevier.com/S0956-053X\(17\)30801-2/h0195](http://refhub.elsevier.com/S0956-053X(17)30801-2/h0195)
- Wang, X.; Yang, G.; Li, F.; Feng, Y.; Ren, G.; Han, X., (2013). Evaluation of two statistical methods for optimizing the feeding composition in anaerobic co-digestion: Mixture design and central composite design. *Biores. Technol.* 131, 172-178. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.174>
- Wang X, Lu X, Li F, Yang G (2014). Effects of Temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of Dairy Manure, Chicken Manure and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *PLOS ONE* 9(5): e97265. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097265>

RESIDUOS DE GANADO

Estiércol de cerdo

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

México cuenta con la octava población de cerdos más grande del mundo, con más de 17.4 millones de cerdos según el Servicio de Información para Granjas y Ganados (16.8 millones en el inventario de FAOSTAT, 2016) (SIAP, 2015). La segunda categoría ganadera más importante del país es la porcina. La producción porcina se concentra en los estados de Jalisco y Sonora, con un total combinado de 3.38 millones de cerdos por año. Guanajuato, Puebla, Veracruz y Yucatán tienen más de 1 millón de cerdos cada uno. Se estima que el 46% de los cerdos en México se crían en gran escala, el 20% en operaciones de pequeña y mediana escala y el 34% en operaciones de traspatio. Cabe destacar que la cría de cerdos para consumo doméstico es una práctica común en muchas regiones de México debido a los costos de producción relativamente bajos (Global Methane Initiative, 2010). Se han realizado varios cálculos para estimar la cantidad de excrementos (heces + orina + agua) que se producen en una granja de cerdos; la mayoría está de acuerdo en que la cantidad anual producida por unidad de cerda (que equivale a una hembra más los cerdos producidos por ella en un año) representa 13 toneladas de excrementos, con un contenido de 10% de materia seca. Entonces, la composición química y, por lo tanto, el poder contaminante de las excretas es muy variable y depende básicamente de las edades del ganado porcino, la calidad de los alimentos, el programa de alimentación y la capacidad productiva de los cerdos de una granja (Martínez-Lozano, 2015; Vera-Romero *et al.*, 2014). El ganado porcino, a diferencia del ganado bovino, se concentra principalmente en corrales o espacios confinados, donde la recolección de las excretas diarias es más fácil, económica y manejable.

Uso actual

Los agricultores utilizan lagunas de almacenamiento para la recolección de estiércol; en algunos casos hay una sola laguna abierta donde la generación de biogás es evidente. En un sistema de dos lagunas, el primero está cubierto (anaerobio) y el segundo está abierto. La mayoría de las lagunas abiertas no tienen una separación posterior de líquidos y sólidos, por lo que la laguna se opera hasta que se llena completamente con sedimentos, que se secarían después de algún tiempo. En muchos casos, los sedimentos secos finales se disponen en campos como fertilizantes, una práctica que no tiene total aceptación por parte de la población. En otros casos, los sedimentos secos se dejan en la laguna abandonada y se constuye una nueva. La “granja Topoyanes” en Puebla tiene una mejor práctica en su sistema de dos lagunas: el biogás del estanque anaerobio es utilizado, mientras que un clarificador recibe el efluente del segundo estanque abierto.

El lodo retenido es bombeado a lechos de secado y luego compostado y utilizado en el campo como mejorador de suelos.

Costo del residuo

El estiércol de cerdo tiene una demanda de mercado como fertilizante orgánico para diversos cultivos (González, 2010) en su forma sólida (sin diluir) con un precio de venta de, aproximadamente, 100 pesos mexicanos por tonelada (el precio del fosfato de amonio es de casi 10 000 pesos mexicanos por tonelada). Además, el estiércol de cerdo se utiliza para el engorde del ganado, sin más costos que la recolección y el transporte al sitio de confinamiento (Silván-Hernández *et al.*, 2017). Sin embargo, se estima que solo el 10% del estiércol de cerdo se utiliza en México.

Potencial de biogás

El estiércol de cerdo es una materia prima atractiva para la producción de metano; También se produce un digestato con propiedades atractivas de fertilizante (González, 2010). Esta materia prima tiene una alta concentración de materia orgánica y sólidos en suspensión, por lo que los reactores de alta velocidad pueden verse limitados por los requisitos de energía para la mezcla. De hecho, los digestores más aplicados son lagunas cubiertas (unidades medianas y grandes) o reactores de bolsa (plug-flow) para instalaciones pequeñas. El rendimiento de metano varía entre 244 y 343 N-m³CH₄/toneladas_{SV} (Gutiérrez *et al.*, 2016).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

Las actividades de cría de cerdos producen grandes cantidades de estiércol, a menudo produciendo el equivalente de desecho de una ciudad pequeña (National Resources Defense Council, 2013). La cantidad y la composición del estiércol varían según el alimento, la edad de los cerdos y el tipo de granja. La producción de estiércol aumenta a medida que los cerdos crecen de comederos a finalizadores. El estiércol de cerdo se compone de orina y material fecal (Ouellet-Plamondon *et al.*, 2010). El estiércol de cerdo se recolecta por medio mecánico (raspado) o hidráulico (enjuague) y el volumen de agua depende del método utilizado. El estiércol generado en las granjas se vierte a través de pisos de rejillas a fosas de recolección. En las granjas donde no hay pisos de rejillas, el estiércol se envía a los canales con chorros de agua y luego se envía a una fosa de recolección. Los lodos se bombean posteriormente a un estanque de sedimentación (Global Methane Initiative, 2010).

En México, se estima que el 10% del estiércol de cerdo se trata en granjas pequeñas, aproximadamente de 30 a 50% en las fincas medianas a grandes y hasta el 80% en el caso de las más grandes. El digestor más empleado es la laguna anaerobia cubierta. La Comisión Nacional de Criadores de Cerdos proporciona otras cifras, que informan que el estiércol tratado en lagunas representa aproximadamente el 5% del total de las granjas de traspatio, el 30% del total de las granjas de pequeña a mediana escala y el 50 por ciento del total de granjas de gran escala (Global Methane Initiative, 2010). Al aplicar estos valores al número correspondiente de ganado porcino, alrededor de 259 000 animales en granjas de traspatio, 900 000 en operaciones semiindustriales y 3.5 millones en operaciones industriales están descargando estiércol a lagunas de sedimentación (Vera-Romero *et al.*, 2014). En México, más de 3 millones de cerdos se encuentran en granjas con algún tipo de proceso de digestión anaerobia, en su mayoría lagunas anaerobias cubiertas. Por lo tanto, la estimación del número de cerdos, cuyo estiércol es tratado en lagunas abiertas, es de aproximadamente 1.6 millones. El estiércol del resto de la especie porcina en México se dirige a plantas de tratamiento de aguas residuales o se aplica directamente en tierras de cultivo (Gutiérrez *et al.*, 2016).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Dependiendo del tipo de digestor anaerobio, puede ser necesaria la separación de las fracciones líquidas y sólidas del estiércol de cerdo. Como en el caso de los reactores de alta tasa a gran escala, que operan a un contenido total de sólidos entre 8 - 12% (Global Methane Initiative, 2010). Sin embargo, la digestión directa

de estiércol crudo sigue siendo el método más económico, adecuado para las lagunas cubiertas. En tales casos, la separación sólido-líquido no se considera rentable (Hjorth *et al.*, 2011).

Potencial de co-digestión

La co-digestión de estiércol de cerdo y cultivos (cultivos residuales o energéticos) puede aumentar los rendimientos de metano (Tian *et al.*, 2015; Wall *et al.*, 2013). El ensilaje de hierba tiene un alto contenido de SV y se considera un buen sustrato para la digestión anaerobia, ya que puede disminuir la inhibición del amoníaco, mantiene un pH adecuado para los metanógenos y proporciona una mejor relación carbono/nitrógeno (Xie *et al.*, 2011). También se ha demostrado que la co-digestión mesófila de estiércol de cerdo con glicerina mejoró la producción de metano en un 25% con una mezcla del 80% de estiércol de cerdo (Astals *et al.*, 2011).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

La granja porcina Ana Margarita en el municipio de Montemorelos, Nuevo León tiene 1 200 cerdas. La granja también tiene un pequeño número de vacas, ovejas y pollos. En 2005, se instaló una laguna anaerobia con un volumen de 8 516 m³ y una producción de biogás de 20 478 m³ por día. Una parte del biogás se quema para obtener certificados de reducción de emisiones y el biogás restante se utiliza para generar electricidad. El sistema tiene un motogenerador que consume cerca de 19 m³ de biogás por hora. El potencial total de generación eléctrica del digestor es de 812 772 kWh por mes, los cuales son necesarios para operar la iluminación de la granja, la ventilación, los sistemas de alimentación, los laboratorios de semen y el bombeo de agua; y el excedente de biogás se utiliza para generar más electricidad para otras actividades agrícolas (por ejemplo, en las granjas de pollos o bombas para irrigación) y directamente para calentar los corrales de parto y destete. El digestor produce suficiente electricidad para que la granja ahorre, aproximadamente, 20 000 pesos mensuales en electricidad (datos del año 2010).

La granja porcina Las Palmas en el municipio de Abasolo, Guanajuato es una granja de ciclo completo. En noviembre de 2009, se instaló un digestor que trata el 75% del estiércol del stock de engorde (aproximadamente 240 cabezas). Es un digestor tipo bolsa con un volumen de 321.1 m³ y una producción diaria de biogás de 30.3 m³. Actualmente, el biogás es quemado, aunque se pretende usar para calentar la unidad de parto. El efluente del digestor tipo bolsa se almacena en una laguna y se aplica a las tierras de cultivo mediante riego. El biogás podría emplearse para generar más electricidad para otras actividades agrícolas (por ejemplo, en la granja de pollos o bombas para irrigación) o podría usarse directamente para calentar los corrales de parto y destete.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, que incluyeron:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1/T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 ° C) representativa del estiércol de cerdo en México.

La conversión de N-m³/kg_{sv} en N-m³/kg de biomasa fresca, se realizó utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (15 y 70 %, respectivamente). El factor de conversión de energía aplicado es de 35.9 MJ/N-m³CH₄.

4. Resultados

Tabla 7. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	3	Reyes <i>et al.</i> (2015)
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Semisólido, líquido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Lagunas cubiertas. Estiércol pretratado: reactores CSTR y UASB	Nasir <i>et al.</i> (2012)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Separación de sólidos para el reactor UASB. (CSTR en menor medida)	Muhammad <i>et al.</i> (2015). Juicio experto
Uso actual del sustrato	Aplicado en las tierras de cultivo	Iniciativa Global de Metano (2010)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/cerdo/año	1.64	Lozano (2015)
Materia seca	ST (%)	10 - 20	Varnero-Moreno (2011) Taiganides (1963)
Fracción de sólidos volátiles	SV / ST	0.64 a 0.80	Reyes <i>et al.</i> (2015) Taiganides (1963)
Densidad	Ton/m ³	1.13	Backhurst y Harker (1974)
Relación C/N (N total)	C/N	10	Reyes <i>et al.</i> (2015)
Contenido de grasas	kg _N /ST	(N: 70)	Taiganides (1963)
Contenido de grasas	%	0.0	Reyes <i>et al.</i> (2015)
Contenido típico de metano en biogás	%	47.0 - 68.0	Mondaca y Masera (2012)
Contenido típico de azufre en biogás	%	1.0	Lin <i>et al.</i> (2017)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ / ton _{sv}	244 - 343 (300)	Gutiérrez <i>et al.</i> (2016)
	m ³ CH ₄ /ton de biomasa fresca	25.6 - 36.0 (31.5)	
	GJ/ton _{sv}	8.8 - 12.3 (10.8)	

5. Referencias

- Astals, S., Ariso, M., Galí, A., & Mata-Alvarez, J. (2011). Co-digestion of pig manure and glycerine: experimental and modelling study. *Journal of environmental management*, 92(4), 1091-1096.
- Backhurst, J.R., & Harker, J.H. (1974). Evaluation of physical properties of pig manure. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 19(2), 199-207.
- Global Methane Initiative. (2010). Resource Assessment for Livestock and Agro-Industrial Wastes – Mexico.
- González, J. (2010). Energías Renovables. México: Editorial Reverte. *Infraestructura para granjas porcinas*. Dirección web: <http://razasporcinas.com/pigmarket/categoria-producto/desechos-y-efluentes/>. Visitada: 08/11/2014.
- Gutierrez, E. C., Xia, A., & Murphy, J. D. (2016). Can slurry biogas systems be cost effective without subsidy in Mexico? *Renewable Energy*, 95, 22-30.
- Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L., & Sommer, S. G. (2011). Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. In *Sustainable Agriculture Volume 2*. Springer, Dordrecht. pp. 953-986
- Lin, H., King, A., Williams, N., & Hu, B. (2017). Hydrogen sulfide removal via appropriate metal ions dosing in anaerobic digestion. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 36(5), 1405-1416.
- Martínez-Lozano, M. (2015). Biogas potentiality production using pig manure in Guanajuato state. *Nova Scientia*, 7(15), 96-115.
- Mondaca, F. I., & Maser, C. O. (2012). Producción de Biogás en México, Estado Actual y Perspectivas. Red Mexicana de Bioenergía AC.
- Muhammad N.I., Ghazi, M., & Iday, T. (2015). Pretreatment of lignocellulosic biomass from animal manure as a means of enhancing biogas production. *Engineering in Life Sciences*, 15(7), 733-742.
- Nasir, I. M., Mohd Ghazi, T. I., & Omar, R. (2012). Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: a review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 258-269.
- National Resources Defense Council (2013). Facts about Pollution from Livestock Farms <http://www.nrdc.org/water/pollution/ffarms.asp> (accessed 5.09.14).
- Ouellet-Plamondon, C., Watts, P.J. & McGahan, E.J. (2010). Estimates of Manure Production from Animals for Methane Generation, Rural Industries Research and Development Corporation, Australia, 2010. http://www.fsaconsulting.net/fsa/docs/Methane_Production.pdf.
- Reyes, I. P., Díaz, J. P., & Horváth, I. S. (2015). Anaerobic Biodegradation of Solid Substrates from Agroindustrial Activities—Slaughterhouse Wastes and Agrowastes. In *Biodegradation and Bioremediation of Polluted Systems-New Advances and Technologies*. InTech.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2015). Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. SEMARNAT. http://infosiap.siap.gob.mx/anpecuario_siap_gb_1/indexddr_gb.html
- Silván-Hernández, O., De la Cruz-Burelo, F., Macías-Valadez, M., & Pampillón-González, L. (2017). Theoretical and technical biomass resource assessment from swine and cattle manure in Tabasco: A case study in southeast Mexico. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 23, 83-92.
- Taiganides, E.P. (1963) Characteristics and treatment of wastes from a confinement hog production unit, Retrospective Theses and Dissertations. 2366. Iowa State University. <https://lib.dr.iastate.edu/rtd/2366>
- Tian, H., Duan, N., Lin, C., Li, X., & Zhong, M. (2015). Anaerobic co-digestion of kitchen waste and pig manure with different mixing ratios. *Journal of bioscience and bioengineering*, 120(1), 51-57.
- Varnero Moreno, M. T. (2011). Manual de biogás. *Minenergía*. Santiago, Chile: Minenergía/PNUD/FAO/GEF.
- Vera-Romero, I., Martínez-Reyes, Estrada-Jaramillo, M., Ortiz-Soriano, A. (2014). Potencial de generación de biogás y energía eléctrica Parte I: excretas de ganado bovino y porcino. *Ingeniería, investigación y tecnología*, 2014, 15(3), 429-436.

- Wall, D.M., O'Kiely, P., Murphy, J.D. (2013). The potential for biomethane from grass and slurry to satisfy renewable energy targets, *Bioresource technology*, 149, 425-431.
- Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z., & Zhan, X. (2011). Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource technology*, 102(10), 5728-5733.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Vinaza (caña de azúcar)

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

En México, la caña de azúcar es uno de los cultivos agrícolas más importantes, con 783 315 hectáreas cosechadas e industrializadas anualmente para la producción de azúcar y melaza; También, en menor medida, se produce alcohol (etanol). La agroindustria está ubicada en 15 estados, siendo Veracruz el líder en producción de caña de azúcar (41.6%), seguido de San Luis Potosí (11.2%) y Jalisco (9.6%) para la cosecha 2014-15 (zafra). La temporada de cosecha comienza a mediados de noviembre y finaliza a finales de junio.

En la actualidad, 57 unidades industriales (ingenios) están en operación en México. Algunos de ellos tienen una destilería en sus instalaciones. Sin embargo, la capacidad de producción ha disminuido drásticamente desde finales de los años 80 (alrededor de 30 destilerías) a 16 al comienzo de este siglo y a no más de 3 en 2015: Pujilic, Chiapas (6 050 m³), Tamazula, Jalisco (4 180 m³) y Aarón Saenz, Tamaulipas (1 800 m³) por un total de 12 030 m³ de producción de alcohol a 96° GL (cosecha 2015-16). No hay producción de alcohol basada en la fermentación del jugo de caña de azúcar en México.

Teniendo en cuenta que las vinazas se producen a 12 litros por litro de alcohol, el efluente anual alcanzó los 144 360 m³. Este volumen representa 480 m³/d descargados por las tres destilerías, considerando una operación de 10 meses al año.

En México, las bebidas alcohólicas son otra industria de destilación relevante, principalmente para la producción de tequila y mezcal, con un volumen total de producción en 2016, de 273 000 y 3 000 m³, respectivamente.

La industria del bioetanol (biocombustible) puede crecer drásticamente en México debido a los cambios en las regulaciones federales que ahora permiten agregar un 10% de etanol a la gasolina. En tal caso, las posibles materias primas (caña de azúcar, melaza y maíz) respaldarían una nueva industria de fermentación y destilación en México, con el correspondiente aumento en la producción de vinaza.

Uso actual

Las vinazas de alcohol representan un efluente altamente contaminado que debe tratarse antes de su eliminación final. En muchos casos, las vinazas se mezclan con agua para irrigar los campos de caña de azúcar (fertilización), una práctica que está limitada por el patrón de crecimiento del cultivo, la carga máxima de nutrientes para el suelo y las aguas superficiales y la protección de la calidad de los acuíferos. Algunos de los principales productores de tequila han instalado modernas plantas de tratamiento anaerobio para la eliminación de materia orgánica y producción de biogás para la generación de energía. Sin embargo, este no es el caso de las 3 destilerías de melaza actualmente en operación.

Costo del residuo

La vinaza es considerada como un problema, y un residuo líquido altamente contaminado. No hay una demanda de este material de desecho y sin costo en el mercado.

Potencial de biogás

Las vinazas tienen un alto rendimiento de metano y, por lo tanto, pueden tratarse anaerobicamente en condiciones mesofílicas (35 °C) o termofílicas (55 °C). La biodegradabilidad y el rendimiento del metano dependerán del tipo de materia prima utilizada en la etapa de fermentación. La eficiencia de eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) esperada sería del 60% para vinazas de melaza y 80% de jugo de agave cocido y jugo de caña de azúcar.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La producción de alcohol (etanol) se lleva a cabo mediante la fermentación de azúcares por levadura (hexosas). El proceso aplicado en la industria de la caña de azúcar puede fermentar el jugo de azúcar (fermentación directa) o la melaza (después de la cristalización del azúcar). En México, algunas fábricas de caña de azúcar (ingenios) también producen alcohol a partir de melaza, una materia prima valiosa para una variedad de industrias, incluidos los productores de alcohol.

La fermentación alcohólica a partir de melazas comienza con la dilución con agua caliente, hasta alcanzar una densidad entre 20 y 22 °Brix. Luego se agrega ácido sulfúrico para ajustar el pH en un rango de 4 a 4.5, lo que resulta en el mosto fresco.

Una fracción del mosto fresco se pasteuriza e inocula con levadura y nutrientes (sulfato de amonio y fosfato de amonio) que permiten el crecimiento de la levadura en condiciones aerobias. La mezcla de levadura se agrega luego al mosto fresco en los tanques de fermentación. Esta reacción biológica se lleva a cabo a una temperatura entre 25 y 30 °C, lo que requiere un sistema de enfriamiento, ya que se trata de una reacción exotérmica. Después de 20 a 30 horas, se alcanza un 6 - 8 % de concentraciones de etanol, y la fermentación se detiene permitiendo que la temperatura alcance los 38 °C. El mosto muerto resultante en el fermentador contiene una mezcla de alcoholes, residuos de levadura y materia en suspensión.

El mosto muerto se envía al sistema de destilación para la recuperación y purificación del alcohol etílico. En el caso de alcohol 95-96 °GL, se necesita una disposición de tres columnas de destilación en serie; para destilados bebibles (<60 ° GL) se aplican dos columnas. En algunos destiladores, el mosto muerto (mash) se separa por centrifugación para eliminar las levaduras inactivadas. La destilación se lleva a cabo mediante arrastre de vapor que se alimenta por la parte inferior de una primera columna (columna de mash). Los componentes de menor punto de ebullición salen a través de la parte superior de la columna como una mezcla de vapores que contienen agua, alcohol y compuestos volátiles, como los aldehídos, que son alimentados a la segunda columna (columna de extracción o purificación). Las vinazas se descartan desde la parte inferior de la primera columna. Este efluente se produce a una tasa de 12 a 16 litros por litro de alcohol destilado (95-96 °GL), caracterizado por un alto contenido de materia orgánica, sulfatos, potasio, cloruros, un pH ácido y alta temperatura.

El alcohol diluido se obtiene en la parte inferior de la columna de purificación, mientras que el metanol, el etanol, los aldehídos y otras impurezas se destilan de la parte superior. En la columna de rectificación se obtiene etanol de 95-96 °GL, mientras que en la parte inferior se desecha un subproducto (cola), constituido por alcoholes de amilo y residuos (aceite de fusel).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Es necesaria una etapa de pre-enfriamiento y control de pH, así como la adición de micronutrientes (Fe, Co, Ni y Mo) (Espinosa *et al.* 1995). Si el mosto muerto no se centrifuga o decanta antes de ser alimentado a la primera columna de destilación, la vinaza tendrá un alto contenido de sólidos en suspensión que se deben separar según el tipo de reactor anaerobio elegido para la planta productora de biogás. Si las vinazas no se diluyen con agua (1: 1), se recomienda la desorción de sulfuro para mejorar las eficiencias de eliminación de DQO.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

En las tres fábricas de azúcar con producciones de alcohol, no existe un tratamiento anaerobio de las vinazas producidas. Sin embargo, hay al menos 3 destilerías de tequila que aplican reactores anaerobios para tratamiento de la vinaza (Casa Cuervo en dos lugares y Casa Herradura).

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y utilizando Google. Se identificaron y revisaron trabajos científicos, publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

El rendimiento de metano se expresó como $N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{ton}_{\text{SV}}$, convirtiendo las unidades convencionales de un efluente líquido ($N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{COD}}$), tomando los valores presentados en la Tabla 2 ($\text{SV} = 78 \text{ g}_{\text{ST}}/\text{L} * 0.75$), una DQO de 70 g/L y 60% de la remoción de DQO, representativo de la melaza vinaza. El valor de referencia rendimiento es de $0.33N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{DQO rem}}$. El factor de conversión de la energía aplicada es de 35.9 MJ/ $N\text{-m}^3\text{CH}_4$.

4. Resultados

Tabla 8. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	3	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	UASB o EGSB	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Enfriamiento, ajuste del pH	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Fertirrigación	Fuess <i>et al.</i> (2017)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/unidad/año	10 - 15 L/L de etanol	Moraes et al. (2015)
Materia seca	ST (%)	7.8 (2.1 - 14.0)	Noyola (1996)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.75	Noyola (1996)
Densidad	Ton/m ³	1.0 - 1.1	Mariano et al. (2009), juicio experto
Relación C/N (N total)	C/N kg/m ³	10 - 25 (N: 0.6)	Mariano et al. (2009), juicio experto
Contenido de grasas	%	<0.01	Juicio expert
Contenido típico de metano en biogás	%	65 (58 - 68)	Rodríguez Rivera (1993)
Contenido típico de azufre en biogás	%	2.5	Rodríguez Rivera (1993)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv}	200	Espinosa y Noyola (1992). Rodríguez Rivera (1993)
	N-m ³ CH ₄ /ton _{codinf}	200	
	N-m ³ CH ₄ /m ³	14	Rivera (1993)
	GJ/ton _{sv}	7.18	

5. Referencias

- Espinosa A. y Noyola A. (1992) Tratamiento anaerobio de vinazas: recuperación de un reactor UASB acidificado. *Memorias del VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cocoyoc, Morelos. 5 pp.
- Espinosa A., Rosas L., Ilangovan K., Noyola A. (1995) Effect of trace metals on the degradation of volatile fatty acids during anaerobic treatment of molasses stillage. *Water Science and Technology*, 32, 12, 121-129.
- Fuess L., Rodrigues I.J., Garcia M.L. (2017). Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization. *Journal Environmental Science and Health, Part A*. 52, 1063-1072.
- Mariano A. P., Crivelaro S. H. R., Angelis D. D. F. D., Bonotto D. M. (2009). The use of vinasse as an amendment to ex-situ bioremediation of soil and groundwater contaminated with diesel oil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 52, 1043-1055.
- Moraes B. S., Zaiat M., Bonomi A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: challenges and perspectives. *Renew. Sustain. Energ. Rev.* 44, 888-903.
- Noyola A. (1996) Tratamiento de aguas residuales de destilerías. *Memorias del IV Seminario y Taller Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Bucaramanga, Colombia. 303-311.
- Rodríguez Rivera F.J. (1993) *Tratamiento de vinazas empleando reactores anaerobios avanzados (UASB y FA) con eliminación de H₂S*. Tesis Ingeniería Química, Facultad de Química UNAM, 168 pp.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Suero de queso

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

En México, casi el 53% de la obtención de leche bronca es para pasteurización y envasado de leche líquida (SIAP, 2008) y el resto (47%) se utiliza para productos lácteos como el queso y el yogur. La generación de queso representa el 15% de la producción nacional de productos lácteos; en 2007 la producción de queso en México fue de 154 195 toneladas (Espinosa-Ayala, 2009). Se puede estimar que la generación de suero de queso obtenido varía de 4 a 11.3 kg de suero fresco/kg de queso, con un valor representativo de 9 (Valencia, 2008; Venetsaneas *et al.*, 2009). La descarga anual de suero en México es de, aproximadamente, 1.04 millones de metros cúbicos (FAO, 2015), que contiene casi 50 000 toneladas de lactosa potencialmente transformable y 9 000 toneladas de proteínas potencialmente recuperables (Carrillo-Aguado, 2006). El suero de queso es un subproducto rico en lactosa (45–50 g/L), lípidos (4–5 g/L), proteínas solubles (6–8 g/L) y sales minerales (8–10% de extracto seco) (Ergurder *et al.*, 2001). Varios estudios encontraron que el tratamiento del suero en bruto era una preocupación debido a la tendencia a la rápida acidificación (Kalyuzhnyi *et al.*, 1997). Para el tratamiento del suero, los tratamientos biológicos son la opción más viable para cumplir con las regulaciones ambientales vigentes en México (Valencia y Ramírez, 2009).

Uso actual

Hoy en día, el suero de queso y sus derivados son co-productos altamente valorados de los procesos de producción de queso y caseína. El suero y sus derivados cumplen las demandas de los cambiantes mercados de alimentos y suplementos nutricionales, ya que son saludables y ricos en proteínas, lípidos, carbohidratos, vitaminas y minerales (Solak y Akin, 2012). La capacidad contaminante y el valor nutricional del suero de queso han llevado al desarrollo de tecnologías para su uso. En México, del total del suero generado por año, el 53% es utilizado, del cual el 62% se emplea como alimento para animales, el 33% se transforma en derivados de lactosa, caseínas, caseinatos y concentrados de proteínas, el 4% se convierte en polvo de suero y solo el 1 % se trata como un residuo líquido descargado (Valencia y Ramírez, 2009).

Costo del residuo

Aproximadamente el 47% del suero producido en México cada año, es desechado en el medio ambiente. Esto representa una pérdida significativa de recursos y causa graves problemas de contaminación. En particular, para las fábricas de queso de tamaño mediano que tienen crecientes problemas de disposición y no pueden pagar altos costos de inversión para las tecnologías de valorización del suero. En tales casos, el tratamiento físico-químico y/o biológico de este efluente es imperativo (Kavacik y Topaloglu, 2010).

Potencial de biogás

En México, el suero de queso es un tipo de desecho con un gran potencial como sustrato para la co-digestión anaerobia, debido a que representa a un sector muy fragmentado con grandes y pequeños productores, la digestión anaerobia no se ha adoptado en la industria del suero. Además, el suero en bruto es un sustrato bastante difícil de tratar anaerobicamente debido a la falta de alcalinidad, la alta demanda química de oxígeno (DQO) y la tendencia a acidificarse muy rápidamente (Malaspina *et al.*, 1996). El suero de queso es muy biodegradable (~ 99%) con un contenido orgánico muy alto (en un intervalo de DQO de 60 - 100 kg/m³) y un contenido de alcalinidad bajo (2.5 kg/m³ como CaCO₃) (Ergüder *et al.*, 2001). Esto puede afectar la granulación de la biomasa durante el tratamiento biológico, lo que a su vez da como resultado un lavado de la biomasa. Por lo tanto, el tratamiento anaerobio del suero de queso ha encontrado frecuentemente dificultades para mantener operaciones a gran escala. La suplementación de la alcalinidad se puede minimizar utilizando condiciones de operación dirigidas a obtener una mejor eficiencia de tratamiento, como el uso de mayores tiempos de residencia hidráulicos o la dilución del suero en el influente, obteniendo así una producción constante de biogás (Gelegenis *et al.*, 2007). El suero de queso presenta un riesgo considerable de eutrofización atribuible al contenido total de nitrógeno Kjeldahl (0.2 a 2.2 kg/m³) (Hublin *et al.*, 2012; Prazeres *et al.*, 2012) y fósforo (0.06 - 0.5 kg/m³) contenidos (Prazeres *et al.*, 2012).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El suero es un líquido que se separa de la coagulación de la leche durante la fabricación del queso. La mayoría de sus componentes son solubles en agua que no están integrados en la coagulación de la caseína. El suero de queso se considera un residuo de la industria láctea y corresponde a aproximadamente al 85 - 90% del volumen total de leche procesada, y su utilización o eliminación rentable ha adquirido cada vez más importancia debido a las demandas legislativas (Siso, 1996).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

El suero debe diluirse y neutralizarse con cal antes de alimentarlo a los reactores anaerobios. Sin embargo, en la mayoría de los casos, el suero no requiere ningún tratamiento previo. Solo en algunos casos se aplicaron pretratamientos de pH, térmicos y de microondas para aumentar la producción de biogás (Beszédes *et al.*, 2009).

Potencial de co-digestión

El suero de queso puede presentar algunos problemas asociados con el tratamiento anaerobio directo, como la acidificación e inestabilidad del reactor, la dificultad para obtener la granulación y una sedimentación reducida del lodo debido a la tendencia a producir un exceso de materiales expoliméricos viscosos, probablemente de origen bacteriano. Para superar estos inconvenientes, se puede considerar la co-digestión con sustratos adecuados. Se ha informado que la co-digestión del suero con estiércol fue posible sin necesidad de adición de químicos hasta el 50% del contenido del suero (en volumen) a la mezcla de alimento diaria. En fracciones de suero superiores al 50%, el reactor se volvió inestable (Kavacik y Topaloglu, 2010). Comino *et al.* (2012) informaron que la co-digestión de estiércol basada en un alto volumen de suero (hasta un 65% en volumen) es posible sin el uso de productos químicos para el control del pH. Además, este tipo de mezcla tiene un potencial energético similar para la digestión anaerobia como cultivos energéticos como el maíz.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No existen plantas de generación de biogás por digestión o que mencionan la co-digestión del suero de queso con otros desechos en México.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, los cuales incluyen:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México incluyen la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1/T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25°C) representativa de las fuentes de suero de queso en México.

El rendimiento de metano se expresó como $N\text{-m}^3\text{CH}_4 / \text{ton SV}$, convirtiendo las unidades convencionales de un efluente líquido ($N\text{-m}^3\text{CH}_4 / \text{kg}_{\text{COD}}$) tomando los valores presentados en la Tabla 2 ($\text{SV} = 59 \text{ g}_{\text{ST}}/\text{L} * 0.7$), un valor representativo de DQO de 70 g/L. El factor de conversión de la energía aplicada es de 35.9 MJ/ $N\text{-m}^3\text{CH}_4$.

4. Resultados

Tabla 9. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	3	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Reactor de flujo descendente de película fija y UASB	Demirel et al. (2005)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Control de pH	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Suplementos nutricionales y productos lácteos	Solak y Akin (2012)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Kavacik y Topaloglu (2010)
Costo esperado	Bajo	Kavacik y Topaloglu (2010)

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton Suero/ton queso	4.0 - 11.3	Valencia (2008)
Materia seca	ST (%)	5.9	Kavacik y Topaloglu (2010)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.7	Kavacik y Topaloglu (2010)
Densidad	ton/m ³	1.04	Juicio experto
Relación C/N (N total)	C/N kg N/m ³	8.7 (N: 2.2)	Hublin et al. (2012)
Contenido de grasas	%	0.85	Muñoz-Páez et al. (2014)
Contenido típico de metano en biogás	%	58	Comino et al. (2012)
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.06	Comino et al. (2012)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	109 - 383 (246)	Demirel et al. (2005) Comino et al. (2012)
	N-m ³ CH ₄ /ton _{DQO}	280 - 340 (310)	
	N-m ³ CH ₄ /m ³	4.5 - 15.8 (10.2)	Koldisevs (2014)
	GJ/ton _{SV}	3.9 - 13.7 (8.7)	

5. Referencias

- Beszédes, S., Kertész, S., Masa, A., László, Z., Keszthelyi-Szabó, G., & Hodúr, C. (2009). The possibilities of bioenergy production from whey. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 4(1), 62 - 68.
- Carrillo-Aguado, J.L. (2006). Tratamiento y reutilización del suero de leche. *Mundo Lácteo y Cárnico* Noviembre-Diciembre: 27-30.
- Comino, E., Riggio, V. A., & Rosso, M. (2012). Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource technology*, 114, 46-53.
- Demirel, B., Yenigun, O., & Onay, T. T. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, 40(8), 2583-2595.
- Ergüder, T.H., Tezel, U., Guven, E. & Demirer, G.N. (2001). Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Management*, 21, 643-650.
- Espinosa-Ayala, E. (2009). La competitividad del sistema Agroalimentario localizado productor de quesos tradicionales. México: Universidad Autónoma del Estado de México.
- FAO (Food and Agriculture Organization/World Health Organization) (2015). Food Losses and waste in Latin America and the Caribbean. Expert Consultation. Bulletin 2.
- Gelegenis, J., Georgakakis, D., Angelidaki, I., Mavris, V. (2007). Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. *Renewable Energy*, 32: 2147-2160.
- Hublin A., Ignjati-Zoki T., Zeli B. (2012) Optimization of biogas production from co-digestion of whey and cow manure, *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 17: 1284-1293
- Kavacik, B., & Topaloglu, B. (2010). Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass and bioenergy*, 34(9), 1321-1329.
- Klyuzhnyi S.V., Martinez, E.P., Martinez J.R. (1997). Anaerobic treatment of high strength cheese whey wastewaters in laboratory and pilot UASB reactors. *Bioresource Technology*, 60: 59-65.
- Koldisevs, J. (2014). Biogas production in rural areas of Mexico. Master of Science Thesis. Energy Technology. Division of Energy Technology. Stockholm.

- Malaspina, F., Cellamare, C.M., Stante L., Tilche, A. (1996). Anaerobic treatment of cheese whey with a down-flow upflow hybrid reactor. *Bioresource Technology*, 55: 131-139.
- Muñoz-Páez, K. M., Poggi-Varaldo, H. M., García-Mena, J., Ponce-Noyola, M. T., Ramos-Valdivia, A. C., Barrera-Cortés, J. & Rinderknecht-Seijas, N. (2014). Cheese whey as substrate of batch hydrogen production: Effect of temperature and addition of buffer. *Waste Management & Research*, 32(5), 434-440.
- Prazeres, A. R., Carvalho, F., & Rivas, J. (2012). Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*, 110, 48-68.
- SIAP (eds) (2008). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Retrieved from www.sagarpa.gob.mx.
- Siso G.M.I. (1996). The biotechnological utilization of cheese whey: a review. *Bioresource Technology*, 57:1-11.
- Solak B.B. & Akin N. (2012). Health Benefits of Whey Protein: A Review. *Journal of Food Science and Engineering*, 2 (2012) 129-137.
- Valencia E. & Ramírez, M.L. (2009). La industria de la leche y la contaminación del agua. *Elementos*, 73, 27-31.
- Valencia, J. (2008). El suero de quesería y sus posibles aplicaciones. Mundo lácteo. Marzo/Abril. Retrieved from http://www.alimentariaonline.com/apadmin/img/upload/MLC023_suero.pdf
- Venetsaneas, N., Antonopoulou, G., Stamatelatou, K., Kornaros, M., Lyberatos, G. (2009). Using cheese whey for hydrogen and methane generation in a two-stage continuous process with alternative pH controlling approaches. *Bioresource technology*, 100(15), 3713-3717.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Residuos de la pesca

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

La pesca y la acuicultura son actividades económicas de gran importancia en México, con una producción nacional de pescado y marisco en 2011 de 1 122 600 toneladas de peso desembarcado, la participación de las principales especies que se comercializan para consumo son: escamas (28%), sardina y caballa (18%), camarones (15%), atún (13%) y mojarra (7%). Su viabilidad a largo plazo depende, entre otros factores, del uso de la biomasa residual generada en las plantas de procesamiento de productos de la pesca y la acuicultura a fin de aumentar la ecoeficiencia y la rentabilidad en sus operaciones. Los residuos orgánicos generados por la acuicultura y la industria pesquera son ricos en proteínas, aceites y grasas, y se consideran una muy buena opción para la producción de biogás. En México, aproximadamente 673 560 toneladas de desechos de pesca son generados anualmente (aproximadamente, el 60% del peso total de los pescados y mariscos utilizados como materia prima), pero solo se utiliza el 4% de estos desechos (INECC, 2012).

Uso actual

En los últimos 20 años, la industria pesquera ha tomado conciencia de los aspectos económicos, sociales y ambientales que representa el uso de los residuos producidos (recurso), así como la reducción de las pérdidas de la fase posterior a la captura. El uso de subproductos de pescado como cabezas, espinas, vísceras, branquias, músculos oscuros, aletas y piel, recibe cada vez más atención porque pueden ser una fuente importante de minerales, proteínas y grasas para su uso en diversos productos (SEAFISH, 2001). En México, el uso de desechos de la pesca es todavía incipiente y está básicamente orientado a la producción de alimentos y aceite. Estos se comercializan fácilmente y, por lo tanto, representan una fuente de ingresos considerable y un ingrediente muy importante para la elaboración de alimentos destinados a la acuicultura (Arvanitoyannis y Kassaveti, 2008). Los residuos finales de la industria procesadora de pescado en México actualmente no se tratan y se descargan al mar.

Costo del residuo

El procesamiento de los residuos finales de la pesca no tiene un mercado identificado, por lo que no hay precio para estos. Aunque hay una demanda de algunos subproductos, como se mencionó anteriormente, el desperdicio final debe manejarse como tal, con el costo de tratamiento y eliminación asociado a este proceso (Msangi *et al.*, 2013).

Potencial de biogás

Los desechos de la pesca pueden ser digeridos anaeróbicamente dependiendo de su origen. Los residuos de pescado sin aceite (torta) se han utilizado en la producción de biogás (Salam *et al.*, 2009). La torta tiene 1.5 - 3.3% de sólidos (secos) totales, con 32% de nitrógeno, 8.5% de fósforo (Arvanitoyannis & Kassaveti,

2008), bajo contenido de potasio y metales pesados, y altos niveles de ácidos grasos volátiles (Yuvarai et al., 2016). Lanari y Franci (1998) examinaron el potencial de la producción de biogás a partir de desechos de la pesca utilizando un digestor anaerobio de flujo ascendente mesófilo, seguido de una columna de sedimentación, un filtro aerobio y una columna de zeolita para el tratamiento final. La producción de metano fue de 280-390 m³/toneladas_{sv}, y se informó una reducción notable de sólidos volátiles (92-97%), sólidos suspendidos (96-99%) y contenido total de nitrógeno amoniacal (59-70%). Sin embargo, la biodegradación de los desechos de la pesca tiene limitaciones debido al alto contenido de proteínas, que produce amoníaco en concentraciones entre 3.5 y 4.2 g/L. En tal caso, la digestión anaerobia solo es posible después de un período de adaptación (Soto et al., 1991). Otras características de estos desechos que pueden dificultar la producción de biogás son la falta de macro y micronutrientes, baja relación de carbono/nitrógeno y la generación de compuestos tóxicos (Tomczak-Wandzel et al., 2013).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

Las actividades que caracterizan el sector de procesamiento de pescado dependen del tipo de pescado que se procesa y del producto final deseado. En la actualidad, el procesamiento del pescado consiste, en general, en eliminar las partes comestibles del pescado y preservarlas para su consumo. El principal stock de procesamiento de pescado en México incluye sardinas, camarones, tilapia, trucha y atún. Los productos para consumo humano van desde moluscos, pescado entero hasta filetes, especialmente productos que pueden venderse enlatados, congelados o en conserva. Las instalaciones de procesamiento de peces marinos silvestres capturados se ubican típicamente en un punto comercial o puerto. Incluyen áreas donde se implementan etapas de lavado, desagüe, partida, cocción, enfriamiento, prensado, secado y envasado (SAGARPA, 2012). Cada una de estas etapas de procesamiento tiene un desperdicio industrial o un subproducto asociado.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

La biodegradabilidad (putrefacción) de la industria pesquera resulta en un mínimo tratamiento previo para su digestión anaerobia. Por lo tanto, después de la evisceración de peces, las cabezas, las tripas, las aletas, las escamas se pueden digerir de inmediato, con un cribado grueso, para producir biogás. Por lo general, estos desechos se mezclan con otros materiales de desecho con un alto contenido de carbono para equilibrar la relación C/N y mejorar la digestión de otros materiales orgánicos lignocelulósicos que no se degradan fácilmente (Nnali y Oke, 2013).

Potencial de co-digestión

La co-digestión de residuos de la pesca con estiércol de cerdo, pastos, lodos de tratadoras (primario y secundario) o biodiésel podría mejorar el volumen y la composición del biogás en comparación con la digestión exclusiva de los residuos de la pesca debido a una relación C/N mejorada (Regueiro et al., 2012; Tomczak-Wandzel et al., 2013). La co-digestión de estos residuos con bagazo podría mejorar la estabilidad y el potencial de biogás, reduciendo también el tiempo requerido para obtener el 70% de la producción total de biogás (Panpong et al., 2014). Kafle et al. (2013) estudiaron el potencial de ensilaje de residuos de pesca preparado por la adición de residuos de grano de cervecería para la producción de biogás, obteniéndose una producción máxima de biogás con 50% de residuos de pesca y 50% de residuos de grano de cerveza.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No hay plantas de generación de biogás por digestión o co-digestión de residuos de la pesca en México.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, los cuales incluyen:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México incluyen la Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1/T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 °C) representativa del residuo de la pesca en México.

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{SV}}$ en $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa, se realizó utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (38.5 y 94%, respectivamente). El factor de conversión de energía aplicado es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 10. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	4	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Semisólido	Nnali y Oke (2013)
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Reactor de lecho filtrante seguido de UASB, filtro anaerobio	Yuvaraj <i>et al.</i> (2016)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	No	Nnali y Oke (2013)
Uso actual del sustrato	Producción de alimentos y aceites	FAO (2002)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Alto	FAO (2002)
Costo esperado	Alto	FAO (2002)

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Residuos de la pesca ton/ton de pescado	0.60	FAO (2016)
Materia seca	ST (%)	38.5	Kafle et al. (2013)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.94	Kafle et al. (2013)
Densidad	ton/m ³	1.05	Law et al. (2014)
Relación C/N (N total)	C/N kg _N /ton _{ST}	4.1 (N: 115)	Kafle y Kim (2012) Arvanitoyannis y Kassaveti, 2008)
Contenido de grasas	%	4.0 - 8.0	Petricorena (2015)
Contenido típico de metano en biogás	%	50 - 75	Yuvaraj et al., (2016)
Contenido típico de azufre en biogás	%	<1.0	Yuvaraj et al., (2016)
Potencial de metano (rendimiento)	m ³ CH ₄ /ton _{sv}	280 - 390 (335)	Callaghan et al. (1999) Mshandete et al. (2004)
	m ³ CH ₄ /ton de biomasa fresca	101.3 - 147.1 (121.2)	
	GJ/ton _{sv}	10.0 - 14.0 (12.0)	

5. Referencias

- Arvanitoyannis, I. S., & Kassaveti, A. (2008) Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. *International Journal of Food Science & Technology*, 43(4), 726-745.
- Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F. (1999) Co-digestion of waste organic solids: batch studies. *Bioresource Technology*, 67, 117-122.
- FAO (2002). FAO Fisheries Statistical Yearbook 2002. Pp. 27-39. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- FAO (2016). Seafish Insight: The global picture – fishmeal production and trends July 2016.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) (2012). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC)-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)*.
- Kafle, G. K., & Kim, S. H. (2012) Evaluation of the biogas productivity potential of fish waste: a lab scale batch study. *Journal of Biosystems Engineering*, 37(5), 302-313.
- Kafle, G. K., Kim, S. H., & Sung, K. I. (2013) Ensiling of fish industry waste for biogas production: a lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. *Bioresource technology*, 127, 326-336.
- Lanari, D. & Franci, C. (1998). Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. *Aquatic Living Resources*, 11, 289-295.
- Law, B. A., Hill, P. S., Maier, I., Milligan, T. G., & Page, F. (2014). Size, settling velocity and density of small suspended particles at an active salmon aquaculture site. *Aquaculture Environment Interactions*, 6(1), 29-42.
- Mshandete, A., Kivaisi, A., Rubindamayugi, M., Mattiasson, B. (2004) Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes. *Bioresource Technology*, 95, 19-24.
- Msangi, S., Kobayashi, M., Batka, M., Vannuccini, S., Dey, M. M., & Anderson, J. L. (2013). Fish to 2030: prospects for fisheries and aquaculture. *World Bank Report*, 83177(1), 102.
- Nnali, K.E. & Oke, A.O. (2013). The utilization of fish and fish farm wastes in biogas production: “a review”. *Advances in Agriculture, Sciences and Engineering Research*, 3(1), 656 - 667.

- Panpong, K., Srisuwan, G., Sompong, O., & Kongjan, P. (2014). Anaerobic co-digestion of canned seafood wastewater with glycerol waste for enhanced biogas production. *Energy Procedia*, 52, 328-336.
- Petricorena, Z. C. (2015). Chemical Composition of Fish and Fishery Products. In *Handbook of Food Chemistry* (pp. 403-435). Springer Berlin Heidelberg.
- Regueiro L., Carballa M., Álvarez J.A., Lema J.M. (2012). Enhanced methane production from pig manure anaerobic digestion using fish and biodiesel wastes as co-substrates. *Bioresource Technology*, 123(0), 507-513.
- SAGARPA. (2012). 6° Informe de Labores. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 1 de Agosto de 2012.
- Salam, B., Islam, M., Rahman, M.T. (2009) Biogas from Anaerobic Digestion of Fish Waste. *International Conference on Mechanical Engineering (ICME2009)*, 26- 28 December 2009, Dhaka, Bangladesh.
- SEAFISH (2001), Fish waste production in the United Kingdom. The quantities produced and opportunities for better utilisation. *SEAFISH*, report number SR537.
- Soto, M., Méndez, R., & Lema, J. M. (1991). Biodegradability and toxicity in the anaerobic treatment of fish canning wastewaters. *Environmental Technology*, 12(8), 669-677.
- Tomczak-Wandzel, R., Levlin, E., & Ekengren, Ö. (2013) Biogas production from fish wastes in co-digestion with sewage sludge. In *IWA Specialist Conference Holistic Sludge Management 6-8 May 2013 Västerås Sweden*. Svenska miljöinstitutet (IVL).
- Yuvaraj, D., Bharathiraja, B., Rithika, J., Dhanasree, S., Ezhilarasi, V., Lavanya, A., & Praveenkumar, R. (2016) Production of biofuels from fish wastes: an overview. *Biofuels*, 1-7.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Nejayote (agua residual de nixtamalización)

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

El nejayote es el subproducto de la nixtamalización del maíz (proceso alcalino de cocción con hidróxido de calcio) para producir tortillas, usando grandes cantidades de agua (entre 3:1 – 5:1 en peso, agua:maíz) (González-Martínez, 1984). En el país, existen entre 10 000 y 12 000 molinos de nixtamal, casi todos corresponden a microempresas, las cuales producen el 54% de las tortillas consumidas en el país. El resto del nixtamal lo producen compañías grandes como Maseca y Minsa que comercializan harina de maíz. Se estima que el volumen mensual de nejayote producido es de 1.2 millones de m³ (Valedrrama-Bravo *et al.*, 2012). Contiene fracciones de pericarpio, germen y endospermo, almidón, carbohidratos e hidróxido de calcio.

Uso actual

No existe demanda de nejayote. No existe regulación particular para tratamiento y descarga, salvo la norma NOM-002-SEMARNAT-1996 que es general para el alcantarillado y de observancia municipal, o bien para la descarga en cuerpos de agua o suelo (NOM-001-SEMARNAT-1996). A pesar de esto, el nejayote es tratado en raras ocasiones y regularmente se descarga al drenaje.

Costo del residuo

No existe costo ni aprovechamiento.

Potencial de biogás

Alto potencial para producir metano.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La nixtamalización es importante en México, Centroamérica y el sur de los Estados Unidos de América. Este proceso es la base de los métodos para obtener harina de maíz, tortilla y otros productos de maíz. La nixtamalización tiene tres etapas: i) cocido de las mazorcas en solución saturada de hidróxido de calcio, ii) macerado de las mazorcas de 8 a 15 horas y iii) las mazorcas se lavan para remover el exceso de calcio y materia orgánica para obtener el producto llamado “nixtamal”, que es la base para la masa de tortilla.

El nejayote tiene ciertas diferencias en las características fisicoquímicas debido a las diferencias locales en la nixtamalización (Gutierrez-Urbe *et al.*, 2010). Sin embargo, se puede considerar que los valores son homogéneos en todo México. El nejayote tiene un pH entre 10 y 14, sólidos totales (ST) entre 13.3-25 g/L,

sólidos suspendidos totales (SST) 2.5 g/L, demanda química de oxígeno (DQO) de 13-40 g/L, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 7-14 g/L, carbono orgánico total (COT) de 2.8 g/L, alcalinidad (180-3260 mg_{CaCO3}/L), y un alto contenido de carbohidratos (71-75% de los sólidos totales) (Gonzalez-Martinez 1994; Ibarra-Mendivil *et al.*, 2008; Rosentrater *et al.*, 2006; Valderrama-Bravo *et al.*, 2012; Castro-Muñoz *et al.*, 2015; España-Gamboa *et al.*, 2018).

El nejayote presenta un bajo contenido de proteínas, resultando en bajo nitrógeno total y amonio (118 -209 mg/L y 2 ±1 mg/L, respectivamente), y un bajo contenido de sustratos (13 mg/L) (Brenes *et al.* 1987; Rosentrater *et al.*, 2006; Gonzalez-Martinez *et al.*, 1984). El contenido de fibra en nejayote sin filtrar es de 0.581 ± 0.013%, mientras que en el nejayote filtrado es de 0.271 ± 0.014% (Valderrama-Bravo *et al.*, 2012).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Sólo se requiere neutralización de pH. Dependiendo del tipo de digestor se recomendaría sedimentación primaria.

Potencial de co-digestión

No existe suficiente información sobre la co-digestión de este sustrato.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No hay plantas actualmente en funcionamiento anaeróbicas fueron identificados en México.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

La estimación de la generación anual de sustrato por persona o área se realizó considerando el valor dado por Valderrama-Bravo *et al.*, (2012), y la población reportada por el Instituto de Nacional de Geografía y Estadística (INEGI, 2015).

El potencial de metano se expresó como N-m³CH₄/ton_{sv} convirtiendo las unidades convencionales para un efluente líquido (N-m³CH₄/kg_{DQO}) considerando los valores presentados en la Tabla 2 (SV=22 g_{ST}/L*0.80), y DQO de 25 g/L. El factor de conversión de energía aplicado fue 35.9 MJ/N-m³CH₄.

4. Resultados

Tabla 11. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	5	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Líquido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestor húmedo UASB	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)		
Uso actual del sustrato	Sin uso	Juicio experto

Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/unidad/año	3 – 5 14.4	Gutierrez-Uribe <i>et al.</i> , (2010); González-Martínez, (1984)
Materia seca	ST (%)	2.2 – 2.3	España-Gamboa <i>et al.</i> (2018), Valderrama-Bravo <i>et al.</i> (2012).
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.8	Juicio experto
Densidad	kg/m ³	1.00 – 1.05	Rosentrater <i>et al.</i> , (2006), Valderrama-Bravo <i>et al.</i> (2012).
C / N relación (N total)	C/N kg/ton _{ST}	13.9 (N: 0.3)	Castro-Muñoz <i>et al.</i> , (2015); España-Gamboa <i>et al.</i> , (2018); Valderrama-Bravo <i>et al.</i> (2012); Gonzalez-Martinez (1984)
Contenido de grasas	%	0.008 ± 0.002	Valderrama-Bravo <i>et al.</i> (2012).
Contenido típico de metano en biogás	%	58-79	Civit <i>et al.</i> (1984), Gonzalez-Martinez <i>et al.</i> (1984), Ferreira-Rolón <i>et al.</i> (2014).
Contenido típico de azufre en biogás	%	<0.01	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	370	Gonzalez-Martinez <i>et al.</i> (1984), Juicio experto
	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	260	
	GJ/toneladas _{SV}	13.3	

5. Referencias

- Brenes, R.P.D., Bazúa, C.D.D. (1987). RBC characteristics for nejayote aerobic treatment. *Environ Technol Lett* 8, 579–588.
- Castro, Muñoz R., Ceron-Montes, G.I., Barragan-Huerta, B.E., Yanez-Fernandez, J. (2015). Recovery of carbohydrates from nixtamalization wastewaters (nejayote) by ultrafiltration. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 14(3), 735-744.
- Civit, E., Bazúa, C.D., Engelmann, G., Gonzalez, S., Hartmann, L. (1984). Anaerobic treatment of maize processing wastewater (nejayote) in a packed bed reactor cascade. *Environ Technol Lett* 5, 89–96.
- España-Gamboa, E., Domínguez-Maldonado, J.A., Tapia-Tussell, R., Chale-Canul, J.S., Alzate-Gaviria, L. (2018). Corn industrial wastewater (nejayote): a promising substrate in Mexico for methane production in a coupled system (APCR-UASB). *Environmental Science & Pollution Research*, 25, 712–722
- Ferreira-Rolon, A., Ramirez-Romero, G., Ramírez-Vives, F. (2014). Granular sludges methanogenic activity increases due to CO₂ bubbling calcium precipitation over nejayote. *Rev Mex Ing Quím* 13, 517–525
- Gonzalez-Martinez, S. (1984) Biological treatability of the wastewaters from the alkaline cooking of maize (Indian corn). *Environ Technol Lett* 5, 365–372.

- Gutierrez-Uribe, J.A., Rojas-Garcia, C., Garcia-Lara, S., Serna-Saldivar, S.O. (2010). Phytochemical analysis of wastewater (nejayote) obtained after lime-cooking of different types of maize kernels processed into masa for tortillas. *J Cereal Sci* 52, 410–416.
- Ibarra-Mendivil M.H., Gallardo-Navarro Y.T., Torres P.I., Wong B.R. (2008). Effect of processing conditions on instrumental evaluation of nixtamal hardness of corn. *J Texture Stud* 39, 252–266.
- INEGI (2015). Encuesta Intercensal (EIC) 2015. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/estructura/NOM-001-SEMARNAT-1996>. (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de medio ambiente, recursos naturales y pesca, México.
- NOM-002-SEMARNAT-1996. (2016). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Secretaría de medio ambiente, recursos naturales y pesca, México.
- Rosentrater, K.A. (2006). A review of corn masa processing residues: generation, properties, and potential utilization. *Waste Manag* 26, 284–292.
- Valderrama-Bravo, C., Gutiérrez-Cortez, E., b, Contreras-Padilla, M., Rojas-Molina, I., Mosquera, J.C., Rojas-Molina, A., Beristain, F., Rodríguez-García, M.E. (2012). Constant pressure filtration of lime water (nejayote) used to cook kernels in maize processing. *J Food Eng* 110, 478–486.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Corriente verde de los rastros

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

En México, los rastros (centros de sacrificio) denominados “Tipo Inspección Federal” (TIF) son establecimientos para sacrificar e industrializar carne de animales y subproductos, los cuales están sujetos a una inspección sanitaria permanente, cumpliendo con la reglamentación de la “Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA)”. Los rastros TIF producen dos corrientes, una roja de agua residual con sangre, generada durante el corte y un agua residual verde que proviene de los procesos de extracción de vísceras y lavado de áreas confinadas. La corriente verde tiene un alto contenido de material lignocelulósico sólido (grasa, residuos intestinales, contenido de rumen, bigotes, etc.) y una fracción líquida (sangre, agua de lavado, estiércol, etc.). Esta mezcla tiene un alto potencial de biogás en digestión seca y como material para co-digestión.

En México, las especies sacrificadas varían dependiendo del estado, por ejemplo, según INEGI (2015) en el caso de bovino, las cabezas sacrificadas en 2014 se concentran en los estados de Jalisco (16%), Michoacán (10%), Guanajuato (9%), Estado de México (6%), Veracruz (6%) y Coahuila (5%). Para el cerdo, los porcentajes por estado son: Jalisco (17%), Estado de México (12%), Guanajuato (8%), Michoacán (7%), Puebla (7%) y Veracruz (6%).

Se realizó una estimación de la generación del residuo considerando el número de cabezas sacrificadas por año (bovino, porcino) de acuerdo con INEGI (2015). La información reportada considera los residuos obtenidos durante la etapa de sacrificio (sangre y agua residual) y corte (piel, cabeza, cola, carne, grasa, etc.). Para cada grupo, el promedio de residuos fue calculado considerando los porcentajes reportados por COFEPRIS (2016). El peso promedio por cabeza de ganado: bovino (250 kg) y cerdo (100 kg); sangre recuperada por la etapa de sacrificio por bovino (12 L) y cerdo (4 L); agua residual producida por animal: bovino (7 L), cerdo (10 L). Extracción de vísceras por animal: bovino (83 kg), cerdo (19 kg) y pollo (0.13 kg) y agua residual producida por animal: bovino (100 L), cerdo (40 L) y pollo (6 L). Los valores totales cambian cada año, por lo que se estableció un rango para dos años diferentes (2010 y 2014). Otras especies como cabras y ovinos no se consideraron porque representan menos de 3% de las especies procesadas.

Uso actual

No existe uso para el residuo y este regularmente se envía a disposición final.

Costo del residuo

No existe demanda del residuo ni aprovechamiento generalizado.

Potencial de biogás

El alto contenido de sólidos totales, proteínas y grasa está asociado a un alto potencial de metano. Se requiere controlar el proceso para evitar inhibición de la metanogénesis. La degradación de proteínas libera amonio, el cual es inhibitorio para los microorganismos en altas concentraciones. Por otro lado, la alta concentración de lípidos puede causar problemas con la digestión anaerobia, en tanto que tienden a flotar, transportando biomasa fuera del sistema. Un alto contenido de grasa puede derivar en la acumulación de compuestos intermedios como ácidos grasos volátiles que pueden inhibir la conversión a metano (Escudero *et al.*, 2014).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El sacrificio de ganado implica tres etapas: manejo previo, atontamiento y sacrificio. Los subproductos son los materiales no cárnicos recolectados durante el sacrificio y algunos de ellos pueden valorizarse como alimento, incluyendo vísceras (hígados, cerebros, corazones, timos, páncreas, testículos, riñones, tripas), la cola y la lengua. Los huesos y carne recortada se usan como alimento animal y fertilizantes. Los residuos de vísceras (que no son parte de los subproductos de valor) y el estiércol de panza (parcialmente digerido) son lavados y mezclados con carne, agua de lavado, estiércol, etc.

Las características de los residuos de rastros son variables en el tiempo; sin embargo, ciertas características similares (sangre, residuos intestinales y contenido del tracto digestivo) están definidas para algunas especies sacrificadas. Para los residuos de cerdos sacrificados se han publicado los siguientes datos: 180 g de sangre/kg_{ST}, de los cuales, el 93% es proteína; los residuos intestinales contienen 297.5 g/kg_{ST}, de los que el 40.1% es proteína y el 15.3% grasa. El contenido del tracto digestivo, que consiste en materiales vegetales es el siguiente: 297.4 g/kg_{ST}, de los que el 15.1% es proteína y el 6.6% fibra. El contenido de sólidos volátiles es de 170.2 g/kg en la sangre, 256.4 g/kg en el residuo intestinal, y 253.6 g/kg en el contenido del tracto digestivo, con un porcentaje de sólidos volátiles a sólidos totales en 94.6%, 86.2%, y 85.3%, respectivamente (Yoon *et al.*, 2014b).

Otros estudios complementan esta información con sólidos totales y volátiles en sangre de 17.9% y 16.8%, respectivamente, y, vísceras y residuos grasos entre el 49 y 50% de ST y 36-49% de SV (Hejnfelt and Angelidaki, 2009; Rodríguez-Abalde *et al.* 2011). En las aguas residuales se encuentra sangre, la cual contiene nitratos y sustratos en cantidades considerables. Los residuos de intestino pueden presentar un contenido de proteínas de 45% (280 g/kg) y nitrógeno total Kjeldahl de 65 g/kg (Yoon *et al.*, 2014a).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Se requiere cribado grueso y mediano para retener fibras y material suspendido. Asimismo, se podría aplicar trituración para reducir la cantidad de residuos y el costo de disposición final.

Potencial de co-digestión

La digestión con estiércol puede ser ventajosa considerando que las excretas regularmente están disponibles. Asimismo, el tratamiento combinado de corrientes roja y verde de rastros podría estar recomendada para producción de biogás y protección ambiental.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

Algunas plantas TIF tienen plantas de tratamiento de agua para ambos efluentes. Regularmente, el tratamiento está basado en lagunas en serie. Una planta de tratamiento moderna se localiza en Buenaventura Grupo Pecuario de Villaflores, Chiapas; la cual incorpora tratamiento anaerobio, aerobio, filtración y desinfección en un rastro de aves.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kgSV}$ a $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa fresca se hizo utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca como se informa en la Tabla 2 (20 y 90%, respectivamente). El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 12. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	2	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Mezcla líquida semisólida	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Cribado y digestión (UASB). Trituración y CSTR	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Cribado y trituración	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Marginal (composta agrícola, alimento animal)	Yoon <i>et al.</i> (2014a), Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/unidad/año	7-7.5 M tonelada	Juicio experto
Sustrato por animal	kg/animal	7 (cerdo) 17 (bovino)	Data from COFEPRIS (2016)
Materia seca	ST (%)	10.0- 50.7	Yoon <i>et al.</i> (2014a), Yoon <i>et al.</i> (2014b), Hejnfelt & Angelidaki (2009), Rodríguez-Abalde <i>et al.</i> (2011), Moukakis <i>et al.</i> (2018)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.87 - 0.95	Yoon <i>et al.</i> (2014a), Yoon <i>et al.</i> (2014b), Hejnfelt & Angelidaki (2009), Rodríguez-Abalde <i>et al.</i> (2011), Moukakis <i>et al.</i> (2018)
Densidad	tonelada/m ³	1.2	Estimación
C / N relación (N total)	C/N kg N/ton _{ST}	6.2-35.9** (N: 60)	Moukakis <i>et al.</i> (2018). Juicio experto
Contenido de grasas	%	8.5 - 28.9	Yoon <i>et al.</i> (2014a), Escudero <i>et al.</i> (2014)
Contenido típico de metano en biogás	%	55-74%	Escudero <i>et al.</i> (2014), Ware <i>et al.</i> (2016)
Contenido típico de azufre en biogás	%	<0.5%	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	250 - 1076***	Yoon <i>et al.</i> (2014a), Pitk <i>et al.</i> (2012), Yoon <i>et al.</i> (2014b), Hejnfelt & Angelidaki (2009), Rodríguez-Abalde <i>et al.</i> (2011), Afazeli <i>et al.</i> (2014), Pitk <i>et al.</i> (2012), Ware <i>et al.</i> (2016)
	N-m ³ CH ₄ / ton biomasa fresca	45- 193***	
	GJ/tonelada _{SV}	9.0 - 38.6***	

* Considerando un promedio del peso del animal en 100 kg para cerdo y 250 Kg para bovino.

** Una relación carbono nitrógeno por grasa (371) se obtuvo por Pitk *et al.* (2012), pero no se consideró para el rango reportado.

*** Un alto potencial de metano se puede obtener de contenido del tracto digestivo (1 076 N-m³CH₄/tonelada_{SV}), residuo intestinal (848 N-m³CH₄/tonelada_{SV}) y sangre (799 N-m³CH₄/ tonelada_{SV}) con una relación sustrato/inóculo de 0.10. En este caso (alto potencial de metano), la información está relacionada con el alto contenido de grasa que se incluye en este valor. Los rendimientos correspondientes se presentan.

5. References

- Afazeli, H., Jafari, A., Rafiee, S., Nosrati, M. (2014). An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34, 380–386.
- COFEPRIS (2016). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Consejo Técnico consultivo Nacional de sanidad animal/Comisión Nacional del Agua. 62 pp.
- Escudero, A., Lacalle, A., Blanco, F., Pinto, M., Diaz, I., Dominguez, A. (2014). Semi-continuous anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2, 819–825
- Hejnfelt, A., Angelidaki, I. (2009) Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass & Bioenergy*, 33 (8), 1046-1054.
- INEGI (2015). Encuesta Intercensal (EIC) 2015. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/estructura/>
- Moukakis, I., Pellerá, F., Gidakos, E. (2018). Slaughterhouse by-products treatment using anaerobic digestion. *Waste Management* 71, 652–662.
- Pitk, P., Kaparaju, P., Vilu, R. (2012). Methane potential of sterilized solid slaughterhouse wastes. *Bioresource Technology*, 166, 42–46.
- Rodríguez-Abalde, A., Fernández, B., Silvestre, G., Flotats, X. (2011) Effects of thermal pre-treatments on solid slaughterhouse waste methane potential. *Waste management*. 31, 1488-1493.
- Yoon, Y., Kim, S., Oh, S., Kim, C. (2014a). Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. *Waste Management* 34, 204–209.
- Yoon, Y., Kim, S., Shin, K., Kim, C. (2014b). Effects of Substrate to Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Piggery Slaughterhouse Wastes. *Asian Australas. J. Anim. Sci.* 27 (4), 600-607.
- Ware, A., Power, N. (2016). Biogas from cattle slaughterhouse waste: Energy recovery towards an energy self-sufficient industry in Ireland. *Renewable Energy* 97, 541-549.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Corriente roja de rastro

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Los efluentes de rastros tienen una gran variación en composición y concentración, no sólo de forma diaria sino horaria también. En México, los rastros (centros de sacrificio) denominados “Tipo Inspección Federal” (TIF) son establecimientos para sacrificar e industrializar carne de animales y subproductos, los que están sujetos a una inspección sanitaria permanente, cumpliendo con la reglamentación de la “Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA)”. Los rastros TIF producen dos corrientes, una roja de agua residual con sangre, generada durante el corte y un agua residual verde que proviene de los procesos de extracción de vísceras y lavado de áreas confinadas. La corriente roja se genera principalmente en el sacrificio y corte, conteniendo lípidos, carne y proteínas (sangre). En muchos casos ambos efluentes se descargan al alcantarillado sin tratamiento alguno. En general, producen graves impactos ambientales porque incrementan el contenido de nitrógeno, fósforo, sólidos y demanda bioquímica de oxígeno en el cuerpo receptor. En México, se tratan menos del 37% de estos efluentes.

De acuerdo con el INEGI (2015), el número de cabezas de ganado sacrificados varía año con año. Para los bovinos el rango se ha situado entre 2 052 303 y 2 924 706 para 2014 y 2011, respectivamente; para cerdo los números variaron entre 4 659 749 (2013) y 4 392 517 (2014); para ovinos las cabezas sacrificadas se encontraron entre 135 264 (2013) y 172 254 (2011) y para las cabras entre 60 929 (2014) y 114 292 (2011). El sector de sacrificio de animales produce 44 275 m³ de sangre cada año (COFEPRIS, 2016).

La estimación de producción anual de residuo puede realizarse considerando el número de cabezas sacrificadas por año de acuerdo con INEGI (2015). Se puede considerar que la información reportada corresponde a la etapa de sacrificio (sangre y agua residual) y extracción de vísceras (tracto intestinal, tripa, vísceras, lavado, etc.). En este reporte, para cada grupo, el promedio de residuos se calculó considerando los porcentajes reportados por COFEPRIS (2016). La masa para cada cabeza varía, pero se puede considerar un promedio de 250 kg para bovino y de 100 kg para cerdo. De acuerdo con esta estimación, los materiales y el agua residual obtenidos de las diferentes etapas en el sacrificio son: sangre recuperada de la etapa de sacrificio: bovino (12 L) y cerdo (4 L); agua residual producida por animal: bovino (7 L), cerdo (10 L). Sólidos recuperados durante el corte por animal: bovino (31 kg) y cerdo (2 kg); agua residual producida por animal: bovino (100 L) y cerdo (40 L).

En México, las especies sacrificadas varían dependiendo del estado; por ejemplo, según INEGI (2015), en el caso de bovino, las cabezas sacrificadas en 2014 se concentran en los estados de Jalisco (16%), Michoacán (10%), Guanajuato (9%), Estado de México (6%), Veracruz (6%) y Coahuila (5%). Para el cerdo, los porcentajes por estado son: Jalisco (17%), Estado de México (12%), Guanajuato (8%), Michoacán (7%),

Puebla (7%) y Veracruz (6%). Otras especies como cabras y ovinos no se consideraron porque representan menos de 3% de las especies procesadas.

Uso actual

Los residuos pueden valorizarse por la industria de *rendering* de carne. Existe un número desconocido de establecimientos en México que producen alimentos ricos en proteína animal y grasa, que se utilizan para productos diversos.

Costo del residuo

No existe demanda del residuo ni aprovechamiento generalizado.

Potencial de biogás

El alto contenido de sólidos totales, proteínas y grasa está asociado a un alto potencial de metano. Se requiere controlar el proceso para evitar inhibición de la metanogénesis. La degradación de proteínas libera amonio, el cual es inhibitorio para los microorganismos en altas concentraciones. Por otro lado, la alta concentración de lípidos puede causar problemas con la digestión anaerobia, en tanto que tienden a flotar, transportando biomasa fuera del sistema. Un alto contenido de grasa puede derivar en la acumulación de compuestos intermedios como ácidos grasos volátiles que pueden inhibir la conversión a metano (Escudero *et al.*, 2014).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El sacrificio de ganado implica tres etapas: manejo previo, atontamiento y sacrificio. Los animales se conducen al rastro donde son atontados, suspendidos cabeza abajo por las piernas, y desangrados encima de una superficie para recolectar la sangre, decapitados, luego son abiertos en canal por corte y después eviscerados y finalmente, la carne es enfriada o congelada. La sangre recolectada puede ser descargada y combinada con residuos de carne antes del proceso de eviscerado.

Las características de los residuos de rastros son variables en el tiempo; sin embargo, ciertas características similares (sangre, residuos intestinales y contenido del tracto digestivo) están definidas para algunas especies sacrificadas. Para los residuos de cerdos sacrificados se han publicado los siguientes datos: 180 g de sangre/kg_{ST}, de los cuales, el 93% es proteína; los residuos intestinales contienen 297.5 g/kg_{ST}, de los que el 40.1% es proteína y el 15.3% grasa. El contenido del tracto digestivo, que consiste en materiales vegetales es el siguiente: 297.4 g/kg_{ST}, de los que el 15.1% es proteína y el 6.6% fibra. El contenido de sólidos volátiles es de 170.2 g/kg en la sangre, 256.4 g/kg en el residuo intestinal, y 253.6 g/kg en el contenido del tracto digestivo, con un porcentaje de sólidos volátiles a sólidos totales en 94.6%, 86.2%, y 85.3%, respectivamente (Yoon *et al.*, 2014b).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Se requiere cribado. Asimismo, se podría aplicar trituración.

Potencial de co-digestión

La digestión con estiércol puede ser ventajosa considerando que las excretas regularmente están disponibles. Asimismo, el tratamiento combinado de corrientes roja y verde de rastros podría estar recomendada para producción de biogás y protección ambiental.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

Los valores cambian cada año, por lo que se determinó un rango para dos diferentes años (2010 y 2014). El potencial de metano como $N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{DQOinf}}$ se calculó utilizando un factor de conversión de $0.5 \text{ kg}_{\text{sv}}/\text{kg}_{\text{DQO}}$. La estimación del rendimiento volumétrico se realizó considerando una concentración de $80 \text{ kg}/\text{m}^3$, con base en datos de la Tabla 2. El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/\text{N}\text{-m}^3\text{CH}_4$.

4. Resultados

Table 13. Feedstock Información cualitativa

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	3	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Líquido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	UASB con pretratamiento. CSTR	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Cribado y trampa de grasa para UASB	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Marginal (composta, alimento animal, biogás)	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/unidad/año	3- 3.5 M tonelada	Juicio experto
Sustrato por animal	kg/animal	8 (cerdo) 23 (bovino)	Data from COFEPRIS (2016)
Materia seca	ST (%)	1% (TSS: 270-6400 mg/L) (COD: 29 - 131 g/L)	Rodriguez-Martinez <i>et al.</i> , (2002), Yoon <i>et al.</i> (2014b), Bustillo-Lecompte <i>et al.</i> (2015),
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.45 - 0.66	Rodriguez-Martinez <i>et al.</i> , 2002), Pitk <i>et al.</i> (2012), Yoon <i>et al.</i> (2014b),
Densidad	tonelada/m ³	1.2*	Juicio experto
C / N relación (N total)	C/N kg/m ³	5.3 - 6.2 (N: 0.25)	Pitk <i>et al.</i> (2012),
Contenido de grasas	%	5 -	Sayed <i>et al.</i> (1987),
Contenido típico de metano en biogás	%	50 - 60	Bustillo-Lecompte <i>et al.</i> (2015),
Contenido típico de azufre en biogás	%	< 0.1	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento) (yield)	N-m ³ CH ₄ /toneladas _{sv}	300 - 900**	Afazeli <i>et al.</i> (2014),
	N-m ³ CH ₄ /kgDQO _{inf}	0.15 - 0.45**	Pitk <i>et al.</i> (2012),
	N-m ³ CH ₄ /m ³	12 - 36**	Salminen <i>et al.</i> , (2002)
	GJ/toneladas _{sv}	10.8- 32.3**	

* Considerando un promedio de peso en el animal de 100 kg para cerdo y 250 Kg para bovino.

** Mayor potencial de metano se considera con la grasa en el efluente.

5. References

- Afazeli, H., Jafari, A., Rafiee, S., Nosrati, M. (2014). An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34, 380–386.
- Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Bioresource Technology*, 85, 235-241.
- COFEPRIS (2016). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Consejo Técnico consultivo Nacional de sanidad animal/Comisión Nacional del Agua. 62 pp.
- Escudero, A., Lacalle, a., Blanco, f., Pinto M., Diaz, I., Dominguez, A. (2014). Semi-continuous anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2, 819–825.
- INEGI (2015). Estadística de sacrificio de ganado en rastros municipales por entidad federativa 2009-2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Mexico. 153 pp.
- Marcos, A., Al-Kassir, A., Mohamad, A.A., Cuadros, F., López-Rodríguez, F. (2010) Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. *Applied Energy* 87, 1729–1735
- Pitk, P., Kaparaju, P., Vilu, R. (2012). Methane potential of sterilized solid slaughterhouse wastes. *Bioresource Technology*, 166, 42–46.

- Rodriguez-Martinez, J., Rodriguez-Garza, I., Pedraza-Flores, E., Balagurusamy, N., Sosa-Satillan, G., Garza-Garcia, Y. (2002). Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology* 85,235–241.
- Salminen, E., Rintala, J. (2002) Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review *Bioresource Technology* 83, 13–26.
- Sayed, S., van Campen, L., Lettinga, G. (1987). Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Waste Using a Granular Sludge UASB Reactor. *Biological Wastes* 21, 11-28.
- Yoon, Y., Kim, S., Shin, K., Kim, C. (2014). Effects of Substrate to Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Piggery Slaughterhouse Wastes. *Asian Australas. J. Anim. Sci.* 27 (4), 600-607.

RESIDUOS INDUSTRIALES

Tierras gastadas de la industria de aceite comestible

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

México es el undécimo país productor de semillas y frutas oleaginosas, con una producción de 6.9 millones de toneladas métricas cada año, según lo reportado en 2015. Las principales semillas explotadas son la soya (61%), el cártamo (38%) y la canola (0.1%) (Fideicomiso de Riesgo Compartido, 2012).

La Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A.C (2015) indica que el volumen de producción del sector en México fue de 3.02 millones de toneladas de aceites comestibles y 6.3 millones de toneladas de pasta oleaginosa (también llamada “torta”, residuo de prensado o bagazo), un subproducto valioso. Asimismo, la producción de aceite representa el 8.7% del producto interno bruto del sector alimentario en el país y el 2% de la industria manufacturera. El valor de estos productos ronda los 3 825 millones de dólares. Los datos de 2015 determinan un rendimiento de 0.4 tonelada de aceite/tonelada de semilla.

La industria de aceite vegetal produce dos subproductos: la pasta oleaginosa, que se utiliza como sustrato para ganadería, y las tierras gastadas de blanqueamiento. La producción mundial de aceites en el año 2006 fue mayor a 60 millones de toneladas, mientras que se estima que, aproximadamente, 600 000 de toneladas de tierras gastadas se utilizan anualmente para la refinación (Kheang et al., 2006). Se estima que se produce 1 tonelada de tierra gastada por cada 100 toneladas de aceite refinado en un año (factor 0.01). Con dicha cifra se calcula que la producción de tierras gastadas en México fue de 690 000 toneladas en 2015.

Uso actual

Las tierras gastadas se reciclan mediante procesos patentados para recuperar el aceite residual. Una vez que no puede ser utilizada para purificar el aceite, los residuos de tierras gastadas se incineran o llevan a disposición final.

Costo del residuo

No existe un uso actual de las tierras gastadas ni un mercado que determine costos.

Potencial de biogás

El aceite contenido en las tierras gastadas no se digiere de forma anaerobia, salvo que se mezcle con otros residuos orgánicos como el estiércol de vaca. Se ha mostrado que es un excelente sustrato para co-digestión porque proporciona mejor rendimiento de metano a menores adiciones que otros tipos de residuos orgánicos para co-digestión (Ward, 2012).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La cadena de valor de la agroindustria oleaginosa tiene tres etapas: 1. El cultivo de semillas, 2. El triturado de las semillas para obtener aceite y bagazo y 3. La separación de las semillas trituradas en aceites, grasas y refinados para consumo humano como aceites crudos y pasta para alimentación balanceada de ganado; aceites, grasas y refinados para hacer galletas, pastas, helados, conservas y otros alimentos.

La extracción de aceite de las semillas se realiza por la aplicación de presión mecánica o con el apoyo de disolventes (como el hexano). Luego de la extracción de aceites se realiza la refinación que retira olores y sabores indeseables. El siguiente paso es la neutralización, donde se elimina la acidez con la adición de hidróxido de sodio. Este proceso se realiza en calentadores a altas temperaturas. Subsecuentemente, los pigmentos naturales se remueven con filtros como el carbón activado o las tierras adsorbentes (tierras activadas de blanqueo); luego los fosfolípidos y glicolípidos se remueven por incorporación de agua al 2% y a 70°C. Finalmente, se realiza la desodorización a 150°C para evaporar las sustancias que causan olores desagradables.

El medio adsorbente gastado que se obtiene luego de purificar los aceites vegetales es llamado “tierras gastadas”. El principal componente es arcilla gastada (principalmente montmorillonita o bentonita), con los materiales retenidos y aceite adsorbido. La proporción de aceite vegetal varía entre 30 y 50% en peso. Es común que las tierras gastadas contengan también materiales no biodegradables y trazas (fósforo, potasio, calcio y magnesio). El agua también se encuentra presente y es común rociar el filtro durante la operación para prevenir la autoignición de la torta caliente de tierras de blanqueo.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Se requiere realizar una molienda para reducir el tamaño de partícula. Además, es necesario homogenizar para preparar la mezcla líquida que se alimentará al reactor.

Potencial de co-digestión

El uso de co-digestión de un sustrato que contiene aceite incrementa la producción de biogás en un 30% (Thanikal *et al.*, 2015). Asimismo, Champagne y Anderson (2015) indican que este tipo de co-digestión es un proceso de bajo costo y comercialmente viable en el mundo entero. La adición de 10% en peso de tierras gastadas incrementa la producción de metano hasta en un 35% con estiércol bovino (Ward, 2012).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No existe hasta el momento alguna planta mexicana en operación que se conozca públicamente.

2. Métodos de búsqueda

La información para las tierras gastadas se basa en juicios expertos en general y en publicaciones técnicas y científicas para la información cuantitativa.

3. Memoria de cálculo

Cuando fue necesario, las propiedades gaseosas se normalizaron a 1 atmósfera y 273 K. La conversión de $\text{N}\cdot\text{m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$ a $\text{N}\cdot\text{m}^3/(\text{kg biomasa fresca})$ se realizó con el contenido de sólidos volátiles y de la biomasa fresca, como se reporta en la Tabla 2 (17.4% y 97.3% respectivamente) para una co-digestión con 90% de estiércol. El factor de conversión de energía aplicado fue de $35.9 \text{ MJ}/\text{N}\cdot\text{m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Tabla 14. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	3	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Sólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	CSTR (co-digestión)	(Ward, 2012)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Ninguno	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Desecho	(Gunstone, Harwood, & Dijkstra, 2007)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	(Gunstone <i>et al.</i> , 2007)
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Tonelada de tierra gastada/tonelada aceite	0.01 - 0.015	(Comisión Nacional del Medio Ambiente, 1998)
Materia seca	ST (%)	84.16 (solo) 17.4 (mezcla)	Tierra gastada Estiércol de bovino y 10 % tierras gastadas (Ward, 2012)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.355 0.973	Tierra gastada Estiércol de bovino y 10 % tierras gastadas (Ward, 2012)
Densidad	tonelada/m ³	1.8	(Saleh Alhamed & Al-Zahrani, 1999)
C / N relación (N total)	C/N kg/tonelada ST	256 (N: 0.8)	(Moshi, 2017)
Contenido de grasas	%	13.2 - 40	(Ward & Løes, 2011) y (Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A.C, 2008)
Contenido típico de metano en biogás	%	65 -67	(Ward, 2012)
Contenido típico de azufre en biogás	%	<0.1	Juicio Experto
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton sv	310	Estiércol de bovino y 10 % tierras gastadas (Ward, 2012)
	N- m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	52.5	Estiércol de bovino y 10 % tierras gastadas (Rios & Kaltschmitt (2016) & Ward (2012))
	GJ/ton SV	11.1	Estiércol de bovino y 10 % tierras gastadas (Ward, 2012)

5. Referencias

- Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A.C. (2015). Disposición de adsorbentes usados y otros subproductos de la refinación de aceites. Recuperado el 6 de mayo de 2018. Disponible en: http://portal.aniame.com/imp_100.shtml
- Comisión Nacional del Medio Ambiente. (1998). Guía para el control y prevención de la contaminación industrial - Fabricación de grasas y aceites vegetales y subproductos. Santiago, Chile.
- Fideicomiso de Riesgo Compartido. (2012). Estudio de gran visión y factibilidad económica y financiera para el desarrollo de infraestructura de almacenamiento y distribución de granos y oleaginosas para el mediano y largo plazo a nivel nacional. Informe.
- Gunstone, F. D., Harwood, J. L., & Dijkstra, A. J. (2007). *The Lipid Handbook with CD-ROM*.
- Kheang, L. S., Foon, C. S., May, C. Y., & Ngan, M. A. (2006). A Study of Residual Oils Recovered from Spent Bleaching Earth: Their Characteristics and Applications. *American Journal of Applied Sciences*, 3(10), 2063–2067. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2006.2063.2067>
- Moshi, A. (2017). Characterization of Spent Bleaching Earth and Its Utilization for Improving Manure-based Biogas Production. *Biotechnology Journal International*, 17(4), 1–13. <https://doi.org/10.9734/BJI/2017/31601>
- Rios, M., & Kaltschmitt, M. (2016). Electricity generation potential from biogas produced from organic waste in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 384–395. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.033>
- Thanikal, J. V, Torrijos, M., Rizwan, S. M., Yazidi, H., Kumar, R. S., & Sousbie, P. (2015). Anaerobic Co-Digestion of Vegetable Waste and Cooked Oil in Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR). *International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences (CEBS-2015)*, 2(March 18-19), 4–7.
- Ward, A. J. (2012). Biogas potential of soapstock and bleaching earth. Disponible en: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/97643/A_
- Ward, A. J., & Løes, A.-K. (2011). The potential of fish and fish oil waste for bioenergy generation: Norway and beyond. *Biofuels*, 2(4), 375–387. <https://doi.org/10.4155/bfs.11.114>

RESIDUOS COMERCIALES

Grasas y aceites (GyA)

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Grasas y Aceites (Fats, Oils and Grease -FOG-, en inglés) es un término común para definir los materiales ricos en lípidos de las aguas residuales generadas durante el cocinado y procesado de comida; esto puede incluir grasa animal y aceites vegetales del pretratamiento de agua residual municipal o industrial. Los aceites de la industria petrolera no están considerados. La remoción de grasa se realiza comúnmente en la fuente por el uso de trampas de grasa para caudales pequeños o interceptores de grasa para caudales industriales.

La generación anual de sustrato es de 0.31 kg/habitante/año puede calcularse considerando el valor dado por Tacias Pascacio *et al.* (2016) para el análisis de grasas y aceites en Tuxtla Gutierrez, Chiapas (Mexico); otros estudios en Estados Unidos de América permiten estimar un valor mayor hasta 7.1 L grasas/habitante/año (Wiltsee, 1998).

Uso actual

Adicionalmente a la disposición final de grasas y aceites, puede optarse por el composteo, producción de jabón industrial, incineración, co-digestión anaerobia o producción de biodiésel. Sin embargo, el método más empleado en México es la disposición final. En algunas ciudades del centro de México se ha implementado la recolección de grasas y aceites de restaurantes por servicios locales que podrían vender el sustrato para producción de jabón o como un aditivo de alimento para ganado vacuno.

Costo del residuo

No hay costo del residuo para quien lo recolecta; de hecho, los establecimientos pagan servicios privados para la recolección, las cuales se encargan de su disposición final o aprovechamiento.

Potencial de biogás

Debido a su alto potencial de metano, las grasas y aceites son un sustrato muy interesante para co-digestión. Sin embargo, la adición de grasas y aceites debe limitarse para evitar una alta concentración de ácidos grasos de cadena larga que resultan de la degradación de los lípidos y que consitituye un inhibidor potencial de la actividad metanogénica (Mata-Alvarez *et al.* 2014). Los investigadores han sugerido que la reducción de la actividad metanogénica puede ser debido a la flotación y posterior evacuación del lodo del sistema, razón por la cual la co-digestión con lodo residual puede ser una alternativa para el uso de grasas y aceites en la digestión anaerobia. Por su parte, las grasas y aceites recolectadas de la industria restaurantera han sido indicadas para incrementar la producción de biogás en un 30% o más cuando se adicionan directamente al lodo residual en el digestor anaerobio y podrían permitir que las plantas de tratamiento de aguas residuales cubran por encima del 50% de su demanda de energía eléctrica por

generación en sitio (Long *et al.* 2012). Razaviarani *et al.* (2013) encontraron que la co-digestión de grasas y aceites con lodo de planta de tratamiento de agua residual municipal incrementa la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y de los sólidos volátiles (SV) en tasas entre 55 a 164% en comparación con sistemas sin co-digestión.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

Las trampas de grasa son de capacidad cercana a 190 L y se instalan dentro del establecimiento que procesa alimentos directamente bajo la tarja. Otra opción es un interceptor de grasa (típicamente de capacidad entre 3 700 y 7 500 L) que se instalan generalmente soterrados y fuera del edificio (Long *et al.*, 2012). Ambos dispositivos para retención de grasas y aceites generan un residuo de características similares.

Las características químicas de las grasas y aceites de las trampas dependen principalmente del tipo de restaurante o establecimiento de comida, la disposición del dispositivo (tamaño, tuberías de entrada/salida, número de separadores internos) y de la frecuencia de bombeo. Las grasas y aceites podrían tener concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) variables y contenido de sólidos totales (ST) dependiendo de la frecuencia de bombeo. Las características de las grasas y aceites varían entre 20 y 321 g/L de DQO y pH entre 3.9 y 6.2 (Long *et al.* 2012; Xu *et al.* 2018; Silvestre *et al.* 2014). La evacuación de los residuos de las plantas se realiza con el uso de vacío en camiones especiales o con bombas sumergibles en caso de establecimientos pequeños.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Algunos retos operacionales para la digestión anaerobia incluyen la inhibición de microorganismos acetoclásticos y meganogénicos, la evacuación del lodo, bloqueos del digestor, tuberías y bombas y taponamiento de sistemas de gas. (Long *et al.* 2012). Por esta razón, la co-digestión es una opción económica especialmente con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, residuos de comida y lodo residual primario o secundario. Estudios en reactores de gran escala en California y Vancouver demostraron que la co-digestión de grasas y aceites con lodo residual incrementa la producción de biogás entre un 32 y 82% así como entre 5 y 6% del contenido de metano.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No hay plantas actualmente en funcionamiento anaeróbicas fueron identificados en México.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

Los porcentajes de sólidos totales y sólidos volátiles se consideran de trampas de grasa de restaurantes y de la grasa transportada en camiones. Para grasas y aceites desaguadas se requiere considerar un valor diferente entre 42 y 97% para ST%, y SV/ST % de 96 -100% (Kabouris *et al.*, 2009, Parry *et al.* 2008).

Las grasas y aceites de las trampas de grasa pueden dividirse en una capa sobrenadante y una capa del fondo (agua y lodo). Los sólidos volátiles de la Tabla 2 se consideran sin esta separación. La diferencia en

los sólidos totales para ambas capas puede realizarse de la forma siguiente: capa flotante 2.5-303.4 g/L, capa del fondo 7.3-51.9 g/L (Long *et al.* 2012).

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$ a $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa fresca se hizo utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se informa en la Tabla 2 (10 y 90%, respectivamente). El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Table 15. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	4	Juicio experto
Feedstock handling	Líquido/Semisólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Co-digestión en CSTR	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Ninguna- se requiere co-digestión	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Marginal (alimento animal, biogas, jabón, típicamente disposición final)	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/habitante/año	0.003	Tacias Pascacio <i>et al.</i> (2016)
Materia seca	ST (%)	1.3 -22	Xu <i>et al.</i> (2018), Long <i>et al.</i> (2012)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST (%)	0.86 - 0.98	Xu <i>et al.</i> (2018), Silvestre <i>et al.</i> (2014), Long <i>et al.</i> (2012)
Densidad	tonelada/m ³	0.907	Tacias Pascacio <i>et al.</i> (2016)
C/N relación (N total)	C/N kg/ton _{ST}	22.1 – 39 (N: 33)	Xu <i>et al.</i> (2018), Silvestre <i>et al.</i> (2014),
Contenido de grasas	%	75.4 - 99.5	Xu <i>et al.</i> (2018), Long <i>et al.</i> (2012), Silvestre <i>et al.</i> (2014)
Contenido típico de metano en biogás	%	50 - 69	Rasit <i>et al.</i> (2015), Juicio experto
Contenido típico de azufre en biogás	%	< 0.1	Juicio experto
Potencial de metano (rendimiento) (yield)	$N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{sv}}$	400-1100 (600)	Xu <i>et al.</i> (2018), Mata-Alvarez <i>et al.</i> (2014),
	$N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}$ biomasa fresca	36 – 100 (54)	Silvestre <i>et al.</i> (2014), Rasit <i>et al.</i> (2015)
	GJ/ton _{sv}	14.4 – 39.5 (21.5)	

5. References

- Kabouris, J.C., Tezel, U., Pavlostathis, S.G., Englemann, M., Dulaney, J.A., Todd, A.C., Gillette, R.A. (2009). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of municipal sludge and fat, oil, and grease. *Water Environmental Research* 81 (5), 476–485.
- Long, J.H., Aziz, T.N., de los Reyes III, F.L., Ducoste, J.J. (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection* 90, 231–245.
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Guiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S.(2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 36 (2014) 412–427.
- Parry, D.L., Vandenburg, S., Salerno, M.B., Finger, R. (2009). Co-digestion of organic waste. In: Proceedings of the Water Environment Federation, pp. 210–229.
- Rasit, N., Idris, A., Harun, R., Ghani, W.A.W.A.K. (2015). Effects of lipid inhibition on biogas production of anaerobic digestion from oily effluents and sludges: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45 (2015) 351–358.
- Razaviarani, V., Buchanan, I.D., Malik, S., Katalambula, H. (2013). Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with restaurant grease trap waste. *Journal of Environmental Management* 123, 26-33.
- Silvestre, G., Illa, J., Fernández, B., Bonmatí, A. (2014). Thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge with grease waste: Effect of long chain fatty acids in the methane yield and its dewatering properties. *Applied Energy* 117, 87–94.
- Tacias Pascacio, V.G., Rosales Quintero, A., Torrestiana Sánchez B. (2016). Evaluación y caracterización de grasas y aceites residuales de cocina para la producción de biodiésel: un caso de estudio. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 32 (3) 303-313.
- Wiltsee, G., 1998. Waste grease resource in 30 US metropolitan areas. In: The Proceedings of Bioenergy 98 Conference, Wisconsin, pp. 956–963.
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., Li, Y. (2018) Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology* 247, 1047–1058.

RESIDUOS COMERCIALES

Residuos de alimentos (restaurante)

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Los residuos de alimentos incluyen comida sin consumir, sobras de preparación de alimentos de residencias y comercios como restaurantes y cafeterías. Este residuo representa un problema ambiental, particularmente en grandes ciudades donde el método típico de evacuación de residuos es la disposición final en vertederos. Los residuos de alimentos están compuestos principalmente de carbohidratos (abundante en celulosa y almidón), lípidos y proteínas, haciéndolo adecuado como sustrato para digestión anaerobia.

Los reportes presentados en el Taller Internacional en Pérdidas de Alimentos (International Workshop on Food Loss and Food Waste, 2016) mostraron una estimación de 20 418 214 toneladas de residuos de alimento por año en México, donde el 72% de los residuos de alimentos ocurren en el primer eslabón de la cadena de producción y procesamiento mientras que el resto ocurre a nivel de comercio y consumo. En este sentido, los residuos de mercados y de alimentos son la principal fuente de este sustrato. Sin embargo, existe alta variabilidad en las características y volumen dependiendo de la fuente. La generación de residuos de alimentos tiene una alta correlación con los estados mexicanos de mayor población. La disponibilidad de este tipo de residuo no está bien definida pero se ha reportado que, alrededor del 32 a 34 % del total de residuos sólidos en México son residuos de alimentos (Armijo de Vega *et al.*, 2010), resultando en un rango de 6.5 a 6.9 millones de toneladas de residuos de alimentos por año.

Como un ejemplo de restaurante mexicano, la variación diaria está relacionada con las diferencias en el menú. Se determinaron los siguientes valores: residuos de frutas y vegetales, $63 \pm 4\%$; residuos de harinas (pan y tortillas), $14 \pm 3\%$; carne, $8 \pm 2\%$; y otros, $15 \pm 3\%$, con características fisicoquímicas de humedad de $79 \pm 2\%$, ST de 155 ± 13.6 g/L, SV de 142.8 ± 12.6 g/L, densidad de 1.090 kg/m³, DQO total de 32.8 ± 2.4 g/L, y N-NH₃ de 490 ± 5.8 mg/L (Santiago, 2015). El nitrógeno total Kjeldahl se determinó en 14.9 g/kg en un restaurante universitario (Forster-Carneiro *et al.* 2008).

Uso actual

Los rellenos sanitarios se utilizan para la disposición final de este tipo de residuos. Los restaurantes pequeños podrían disponerlos gratuitamente a través de recolectores para alimentación animal. Además, en casos marginales se realiza el composteo junto con residuos de jardinería.

Costo del residuo

El costo del residuo en el mercado podría ser bajo o gratuito. En diversos casos no existe separación en la fuente, tal como sucede para otros residuos (por ejemplo, en los restaurantes se mezclan los residuos de

alimentos con otros residuos inorgánicos). En dichos casos, se requiere considerar el costo de la separación.

Potencial de biogás

Los residuos de alimentos podrían ser digeridos de forma anaerobia para la producción de biogás. Se distinguen dos tipos de digestión anaerobia para residuos orgánicos de este tipo, el primero se conoce como digestión húmeda (<10–20% ST) y el segundo tipo, digestión seca (20–>40% ST). Las plantas de digestión anaerobia húmeda tienen un balance de energía que ha sido mejorado y un desempeño económico mejor si se compara con las plantas de digestión anaerobia seca debido a los siguientes elementos (Angelonidi and Smith, 2015): a) Las plantas con digestión anaerobia seca tienen pretratamientos y post-tratamientos más complejos. b) Las plantas de digestión anaerobia húmeda producen mayor rendimiento de biogás por tonelada de residuo tratado. c) Las plantas con digestión anaerobia húmeda tienen costos de capital menores por tonelada de residuo tratado y d) las plantas con digestión anaerobia húmeda tienen un menor costo de capital por m³ de biogás producido.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El buen manejo de residuos en restaurantes incluye la separación desde la generación. En los restaurantes, es usual una inspección de los residuos de cocina para evitar perder materiales de cocina. Los residuos de alimentos dependen del origen, principalmente con cambios en las proporciones de carbohidratos y proteínas. Los residuos de alimentos consistentes en arroz, pasta y vegetales son abundantes en carbohidratos, mientras que los residuos de alimentos consistentes en carne, pescado y huevo contienen alta cantidad de proteínas y lípidos. Sin embargo, las características generales son: humedad 74–90%, sólidos volátiles entre $85 \pm 5\%$ y pH de 5.1 ± 0.7 . Los residuos de alimentos típicos están compuestos principalmente por carbohidratos biodegradables (41–62%), proteínas (15–25%) y lípidos (13–30%) (Braguglia *et al.*, 2018).

Generalmente, los residuos de alimentos tienen proporciones variables de nutrientes y micronutrientes y baja presencia de metales pesados pero la variabilidad es alta; típicamente tienen una baja relación C/N entre 13.2 y 24.50, bajo el rango óptimo de 25–35 asegurando condiciones eficientes de digestión.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

En el caso de procesos de digestión anaerobia húmeda, los residuos deben ser acondicionados para lograr un contenido apropiado de ST (10–25%) mediante la adición de agua si es necesario (usualmente agua residual municipal). La molienda o el refinado de los residuos domésticos separados por la fuente y productos envasados con fecha excedida pueden convertirse en pulpa limpia, lo que favorece en un alto rendimiento de metano para la producción de biogás.

Potencial de co-digestión

La co-digestión con otros sustratos puede ser ventajosa. Los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales pueden recomendarse para incrementar la producción de biogás en las instalaciones de tratamiento.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

Planta piloto UAM, Ciudad de México, Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. Capacidad: 0.6 ton/día; Tecnología: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos/UASB.

Tratamiento de residuos orgánicos. Centro de Acopio Nopal-Verdura en Milpa Alta. Ciudad de México. Compañía: Sustentabilidad en Energía y Medio Ambiente (SUEMA)/Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación (SECITI) Mexico City.

2. Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3. Memoria de cálculo

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$ a $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa fresca se hizo utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se informa en la Tabla 2 (25 y 90%, respectivamente). El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$.

4. Resultados

Table 16. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	5	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Sólido/Semisólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestor húmedo (CSTR o por lotes)	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Molienda o pulpa	
Uso actual del sustrato	Marginal	Xu <i>et al.</i> (2018), Braguglia <i>et al.</i> (2018)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo (composta, alimento animal, biogas)	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Zhang <i>et al.</i> (2014), Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción/Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/habitante/año	0.17	Juicio experto
Materia seca	ST (%)	18.1 - 30.9	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Xu <i>et al.</i> (2018), Zhang <i>et al.</i> (2007)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.85 - 0.94	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), WRAP (2016), Santiago (2018)
Densidad	kg/m ³	514 - 1090	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Xu <i>et al.</i> (2018), Zhang <i>et al.</i> (2007); Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2008)
C/N relación (N total)	C/N kg _N /ton _{ST}	11 - 24 (N: 15)	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Xu <i>et al.</i> (2018), Zhang <i>et al.</i> (2007); Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2008)
Contenido de grasas	%	4- 23	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Xu <i>et al.</i> (2018), Zhang <i>et al.</i> (2007)
Contenido típico de metano en biogás	%	48 - 65	Zhang <i>et al.</i> (2014), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Xu <i>et al.</i> (2018), Zhang <i>et al.</i> (2007)
Contenido típico de azufre en biogás	%	< 0.050	Quijano <i>et al.</i> (2018)
Potencial de metano (rendimiento) (yield)	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv}	310 - 530 (400)	Zhang <i>et al.</i> (2014), Xu <i>et al.</i> (2018), Li <i>et al.</i> (2018), Braguglia <i>et al.</i> (2018), Curry <i>et al.</i> (2012), Zhang <i>et al.</i> (2007)
	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	69.8 - 119.2 (90)	
	GJ/tonSV	11.1- 19.0 (14.4)	

5. References

- Aguilar, G. (2016) Food waste in Mexico: a zero-sum game? Genaro Aguilar – Consultant, World Bank. International Workshop on food loss and Food waste. 7-9/11/2016.
- Angelonidi, E., Smith, S.R. (2015). A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste. *Water and Environment Journal* 29, 549–557.
- Armijo de Vega, C., Taboada-González, P., Aguilar-Virgen, Q., Ojeda-Benítez, S. (2010). Solid Waste Generation and Composition in Mexico: A Comparison between Rural and Urban Communities. *Journal of Environmental Science and Engineering* 4 (11), 71-78.
- Braguglia, C.M., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P. (2018) Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technology* 248, 37–56.
- Curry, N., Pillay, P. (2012) Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy* 41, 200-209.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I. (2008) Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste, *Bioresource Technology*, 99, 15, 6994-7002
- INEGI (2015). Encuesta Intercensal (EIC) 2015. <https://www.inegi.org.mx/temas/estructura/>
- Li, L., Peng, X., Wang, X., Wu, D. (2018). Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology* 248, 20–28. Nov. 2010, Volume 4, No.11 (Serial No.36)

- Quijano, G., Figueroa-González I., Moreno G., Moreno-Andrade I. (2018). Estimating H₂S concentration in biogas produced by anaerobic sludge from sulfur-rich wastewaters. I2SM Chiapas, Mexico 2018.
- Santiago, S.G., Moreno-Andrade I. (2015). Two step anaerobic process for hydrogen and methane production from organic solid waste of a restaurant. AD14 IWA World Congress on Anaerobic Digestion, Viña del Mar, Chile, 15-18/11/2015.
- Wrap. (2010). Waste & Resources Action Programme, UK. Material change for environment. Summary report. Material Bulk densities. Project code: ROT039. January 2010
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., Li, Y. (2018) Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology* 247, 1047–1058.
- Zhang, R., El-Mashad, H.M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98 , 929–935.
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38, 383–392.

COMMERCIAL WASTES

Residuos de mercados

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1 Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Los residuos de mercados son los desechos orgánicos generados en los comercios, industrias y domicilios; es importante señalar que las características de los residuos orgánicos dependen principalmente del país de origen y de las características de generación (Leung & Wang, 2016). Los residuos de mercados, la FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos - mezcla de residuos de origen municipal) y los residuos de alimentos (procedentes de los establecimientos comerciales que procesan comida) deben considerarse como sustratos diferentes debido a que presentan diferentes características. Los residuos de mercados son todos los trozos resultantes de la preparación comida (no comestibles), así como las pérdidas de alimentos que se producen en establecimientos comerciales de abastecimiento de comida (centrales de abasto, mercados municipales o de vecindarios, centros de distribución, centros de abastecimiento, supermercados y mercados sobre ruedas-tianguis-, etc.)

Existen 90 puntos de venta al mayoreo, 65 centrales de abasto y 25 mercados mayoristas en México (Cámara Nacional De Centrales De Abastos, 2018); resultando en un total es de 180 establecimientos. De acuerdo con el último diagnóstico oficial de la gestión de los residuos en México, la información del sector es escasa (Inecc & Semarnat, 2012). De acuerdo con Fierro Ochoa *et al.* (2010), los mercados generan hasta el 9% del total de residuos sólidos municipales en varias ciudades mexicanas, de las cuales hasta el 65% corresponde a residuos orgánica. Un estudio mexicano reciente determine que el 85% de los residuos de mercado son orgánicos (Morgan-Sagastume, 2013)

En la Ciudad de México (2016), EL 10.56% de los residuos sólidos generados (12 920 ton/d) proceden de mercados (1 364 ton/d) de acuerdo con la SEDEMA (2017). El Mercado mayorista (Central de Abastos) generó 585 ton/d (4.53% del total producido, 43% del mercado de residuos). No se encontró información de residuos en los 17 programas oficiales de gestión integral de residuos a nivel estatal (Baja California Sur, Baja California, Durango, Querétaro, Michoacán, Yucatán, Guerrero, Estado de México, Veracruz, Guanajuato, Coahuila, Ciudad de México, Chihuahua, Chiapas, Jalisco, San Luis Potosí e Hidalgo).

Adicionalmente, la información acerca de la generación de residuos no se encuentra agregada a nivel de sector económico, sino por tipo de materia orgánica (plátano, papa, manzana, etc).

A pesar de la falta de información, la generación de residuos de mercados en México puede estimarse de la forma siguiente: del total anual de residuos sólidos urbanos en 2015 [53.1 millones de toneladas de

acuerdo a SEMARNAT (2016)] al menos 4.78 millones de toneladas (9%) se generaron en mercados [Buenrostro *et al.*, 1999], de los cuales 4.06 millones de toneladas fueron residuos orgánicos [85% de fracción orgánica de acuerdo con lo encontrado por Morgan-Sagastume (2013)]. Eso da cuenta de 11.1 mil toneladas de residuos orgánicos de mercados generados cada día en México.

El último informe del Banco Mundial acerca de pérdidas de alimentos (World Bank, 2017) muestra que cada año la pérdida de alimentos está cercana a los 20.4 millones de toneladas al año, lo que representa 34% de toda la comida producida en el país. Este número sólo incluye los materiales comestibles a través de la agricultura, cosecha, procesamiento, distribución y consumo, pero no los trozos de comida que también incluyen los residuos de mercado; estos solamente están relacionados con el eslabón de distribución de la cadena de distribución de alimentos, que incluye el 59% del total de frutas y vegetales del mundo (Kummu *et al.*, 2012).

Costo del residuo

Hoy en día no existen políticas públicas en México para la generación de biogás a partir de residuos de alimentos y esto mismo aplica para cualquier otro residuo orgánico. Los residuos de mercados se recolectan como mezcla y son composteados o dirigidos a disposición final como residuos sólidos urbanos. (SEMARNAT, 2016). Como ha mostrado Aguilar Vázquez (2012), los residuos de Mercado pueden ser usados como alimento para el ganado de traspatio. No existen datos de la cantidad real de residuos de mercado ni de los precios del residuo en el mercado (Ramírez *et al.*, 2017). Se requieren estudios posteriores para caracterizar el mercado de residuos como alimento para ganado.

Uso actual

Se sabe que una fracción de los residuos orgánicos podría ser comestible y es recolectada por personas de bajo ingreso como alimento en los vertederos –actividad conocida como “pepena”- (Cervantes & Palacios, 2012). Además, cualquier tipo de residuo orgánico podría utilizarse como alimento para ganado, previo procesamiento (Río, *et al.*, 1994). En México y Latinoamérica es una práctica común alimentar al ganado, especialmente el porcino con residuos orgánicos sin tratamiento. Sin embargo, no existe información específica acerca de la cantidad de residuos de mercado que se utilizan para crianza de ganado. No se recomienda alimentar animales con residuos de mercado que no han sido tratados apropiadamente (Organización Panamericana de La Salud, 1999).

Walmart de México reportó en 2012 que de 11.95 a 39.18 % de sus residuos de Mercado han sido donados mientras de 21.44 a 49.75% han sido enviados a disposición final. No existe un uso generalizado ni reportado para composteo, alimentación de ganado o digestión anaerobia de residuos de mercado en México. (SEMARNAT, 2015).

Potencial de biogás

La digestión anaerobia húmeda (de bajo contenido de sólidos) de la industria alimenticia, de la agroindustria y de la agricultura es la forma más factible para recuperar energía de los residuos orgánicos, sin importar la eficiencia. Sin embargo, hoy en día no es factible cubrir el costo de capital de l reactor cuando es seleccionada la digestión anaerobia seca (de alto contenido de sólidos) (Abbasi *et al.*, 2012)

Los residuos de mercado son particularmente útiles para la digestión anaerobia y producción de biogás (Bouallagui *et al.*, 2005). Adicionalmente, el digestato de residuos de mercado es un excelente mejorador

de suelos después de someterlo a un tratamiento menor. Probablemente se requiera diluir con agua los residuos para reducir la concentración de materia orgánica y operar los reactores con una carga orgánica óptima (Zhang et al., 2008).

Se ha mostrado que el potencial de biogás de los residuos de mercados tiene menor rendimiento de biogás y destrucción de sólidos volátiles que los residuos de comida solos: se ha generado a escala laboratorio entre 290 y 130 L/d en promedio diario y a escala laboratorio. El mismo autor ha mostrado que en régimen continuo o por lotes, el potencial de metano puede mejorarse en co-digestión con estiércol de vaca, como se presenta en la sección 1.2 (Das & Mondal, 2016).

1.2 Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

Los residuos de mercados son los trozos de fruta y vegetales, sólidos o semisólidos que representan hasta 65% en peso del total de residuos generados en un mercado mayorista (Prado-Salazar et al., 2016). En México es común encontrar establecimientos comerciales diversos en las centrales de abastos, que se dedican principalmente al comercio al mayoreo. Por lo tanto, los residuos de mercado son las frutas, vegetales y otros productos de alimentos mezclados que han sido desechados en los mercados. Como se requiere en la legislación mexicana (LGPGIR, 2018), los residuos de Mercado deben separarse en el punto de generación. Sin embargo, de acuerdo con Góngora Pérez (2014) el volumen total separado era menor a 10.9% de los residuos de mercado generados en el año 2010.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Bouallagui (2005) y Zhang et al. (2008) recomiendan triturar los residuos de comida en partículas pequeñas y homogenizar el material para facilitar la digestión antes de alimentar el digestor. La producción de una mezcla líquida sería particularmente ventajosa para este tipo de residuo. Se debe considerar dilución para disminuir la concentración de materia orgánica, para la adición de una óptima carga orgánica. En este sentido, se recomienda no exceder el 10% de materia seca en el caso de la tecnología de digestión húmeda (Buenrostro et al., 2000).

Potencial de co-digestión

Se recomienda la co-digestión con estiércol en una proporción de 2:1 (residuos de mercado: estiércol de ovino o porcino), con una relación C/N óptima de 15.8. En dicha situación, el rendimiento de metano es de 388 Nm³/ton en régimen por lotes y de 317 Nm³/ton en régimen semi-continuo. (Das & Mondal, 2016).

1.3 Ejemplos de plantas en operación en México

La planta de biogás "Bio-Energía Abastos Irapuato" de la central de abastos de Irapuato opera desde el año 2015 con lagunas anaerobias cubiertas, utilizando el biogás para generación de energía eléctrica, pero no existe información disponible de la capacidad instalada ni de la generación eléctrica.

2. Métodos de búsqueda

La información para los sustratos de desecho del mercado se basa en el juicio de expertos en general y en publicaciones científicas y técnicas para obtener información cuantitativa específica.

3. Memoria de cálculo

Cuando fue relevante, todas las propiedades del estado gaseoso se normalizaron a una atmósfera y 273 K. La conversión de sólidos volátiles ($N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$) a biomasa fresca ($N\text{-m}^3/\text{kg}$) se realizó como se reporta en la Tabla 2 (valores de 25 y 90%, respectivamente). El factor de conversión de energía fue $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$

4. Resultados

Tabla 17. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	4	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Sólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestión húmeda	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Trituración, homogenización y dilución hasta 10% ST	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Donación y disposición final	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Materia seca	Tonelada/año	4.06 million	Estimado de SEMARNAT (2016), Buenrostro <i>et al.</i> (1999) y World Bank (2017)
Fracción de sólidos volátiles	ST (%)	18 - 31	Campuzano & González-Martínez, (2016), Han & Shin, (2002), D. Zhang <i>et al.</i> , (2008) y L. Zhang, Lee, & Jahng, (2011)
Densidad	SV/ST	0.85 - 0.95	Leung & Wang, (2016), Han & Shin, (2002), D. Zhang <i>et al.</i> , (2008) y L. Zhang <i>et al.</i> , (2011)
C/N relación (N total)	Ton/ m^3	0.51 - 0.75	Han & Shin, (2002),
Contenido de grasas	C/N kg/ Ton_{ST}	20 - 36.4 (N: 110)	Buenrostro <i>et al.</i> (1999)
Contenido típico de metano en biogás	%	17.5	Campuzano & González-Martínez, (2016)
Contenido típico de azufre en biogás	%	55-65	Leung & Wang, (2016)
Potencial de metano (rendimiento)	%	0-1%, H_2S	Leung & Wang, (2016)
	$N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}/\text{Ton}_{\text{sv}}$	367	Leung & Wang, (2016) y Curry & Pillay, (2012)

N-m ³ CH ₄ /Ton biomasa fresca	82.5	Leung & Wang, (2016) y Curry & Pillay, (2012)
GJ/Tonsv	13.2	Leung & Wang, (2016) y Curry & Pillay, (2012)

5. Referencias

- Aguilar Vázquez, A. (2011). Desempeño, desarrollo corporal y evaluación sanguínea de lechones de traspatio alimentados con desperdicio de comedor y cocina. (Unpublished thesis). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México.
- Abbasi, T., Tauseef, S. M., & Abbasi, S. A. (2012). Biogas Energy. *Biogas Energy* (Pp. 1-169). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1040-9>
- Bouallagui, T. & Cheikh Hamdia (2005). Bioreactor Performance In Anaerobic Digestion Of Fruit And Vegetable Wastes. UR-Procédés Microbiologiques Et Alimentaires, Institut National Des Sciences Appliquées Et De Technologie (INSAT), B.P. 676, 1080 Tunis, Tunisia
- Buenrostro, Cram, Bernache, Bocco (2000). La Digestión Anaerobia Como Alternativa De Tratamiento A Los Residuos Sólidos Orgánicos Generados En Los Mercados Municipales. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, Vol. 16, Núm. 1, 2000, Pp. 19-26, Universidad Nacional Autónoma De México, Distrito Federal, México.
- Buenrostro, O., Bernache, G., Silke, C., & Bocco, G. (1999). Análisis De La Generación De Residuos Sólidos En Los Mercados Municipales De Morelia, México. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 15(1), 27-32.
- Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste And Methane Production: A Review. *Waste Management*, 54, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016>
- Cervantes, J. J., & Palacios, L. (2012). El Trabajo En La Pepena Informal En México: Nuevas Realidades, Nuevas Desigualdades, 27(1), 95-117. <https://doi.org/10.2307/41759672>
- Cámara Nacional De Centrales De Abastos (2018) "Directorio Nacional" Retrieved from <http://www.conacca.mx/index.php/styles/centrales-de-abasto>
- Curry, N., & Pillay, P. (2012). Biogas Prediction and Design of A Food Waste To Energy System For The Urban Environment. *Renewable Energy*, 41, 200-209. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.10.019>
- Das, A., & Mondal, C. (2016). Biogas Production From Co-Digestion Of Substrates : A Review. *International Research Journal Of Environment Sciences*, 5(1), 49-57.
- Fierro Ochoa, Armijo De Vega, Buenrostro Y Valdéz (2010). Análisis De La Generación De Residuos Sólidos En Supermercado De La Ciudad De Mexicali, México. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*. 26 (4) 291-297, 2010.
- Góngora Pérez, J. P. (2014). El Reciclaje En México. *Comercio Exterior*, 64(3), 4. Disponible en: http://revistas.bancomext.gob.mx/rce/magazines/757/2/reciclaje_mexico.pdf
- Han, S.-K., & Shin, H.-S. (2002). Enhanced Acidogenic Fermentation of Food Waste in A Continuous-Flow Reactor. *Waste Management & Research*, 20(2), 110-118. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000202>
- Inecc & Semarnat. (2012). Diagnóstico Básico Para La Gestión Integral De Los Residuos, 201. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/temas/residuos-solidos-urbanos>
- Kummu, M., De Moel, H., Porkka, M., Siebert, S., Varis, O., & Ward, P. J. (2012). Lost Food, Wasted Resources: Global Food Supply Chain Losses and Their Impacts on Freshwater, Cropland, And

- Fertiliser Use. *Science of The Total Environment*, 438(September 2012), 477–489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.092>
- Leung, D. Y. C., & Wang, J. (2016). An Overview on Biogas Generation from Anaerobic Digestion of Food Waste. *International Journal Of Green Energy*, 13(2), 119–131. <https://doi.org/10.1080/15435075.2014.909355>
- LGPGIR. (2018). Ley General Para La Prevención Y Gestión Integral De Los Residuos. *Diario Oficial De La Federación*, 52. <https://doi.org/10.1017/CB09781107415324.004>
- Morgan-Sagastume, J. M.. (2013). *Proyecto De Aprovechamiento De Residuos Orgánicos*. II-UNAM-Instituto de Ingeniería-Universidad Nacional Autónoma de México. Informe interno, sin publicar.
- Organización Panamericana de La Salud. (1999). *GUÍA PARA EL MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS EN CIUDADES PEQUEÑAS Y ZONAS RURALES*. Disponible en: <http://www.fao.org/livestock/agap/frg/APH134/Cap13.htm>
- Prado-Salazar, M. R., Mejía-Estrella, I. A., & Ávalos Sánchez, T. (2016). Valorización De Residuos Orgánicos Del Mercado De Abastos De Guadalajara. *Marzo*, 2(2), 55–63. Disponible en: http://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Desarrollo_Urbano_Y_Sustentable/Vol2num2/Revista_Del_Desarrollo_Urbano_Y_Sustentable_V2_N2_7.Pdf
- Ramírez N., V. M., Peñuela S., L. M., & Pérez R., M. D. R. (2017). Los Residuos Orgánicos Como Alternativa Para La Alimentación En Porcinos. *Revista De Ciencias Agrícolas*, 34(2), 107–124. <https://doi.org/10.22267/Rcia.173402.76>
- Río, J. Del, Pineda, A., Chao, R., Leal, M., & Pérez., A. A. (1994). Capítulo 13 Experiencia Cubana Sobre Procesamiento Industrial De Residuos, Desechos Y Subproductos Alimenticios Como Piensos Líquidos.
- SEDEMA. (2017). *Inventario De Residuos Sólidos 2016*. Secretaría De Medio Ambiente, Ciudad de México.
- SEMARNAT (2015). *Informe De La Situación Del Medio Ambiente En México*, Cap 7.
- SEMARNAT. (2016). *INFORME DE LA SITUACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE EN MÉXICO. COMPENDIO DE ESTADÍSTICAS AMBIENTALES. INDICADORES CLAVE, DE DESEMPEÑO AMBIENTAL Y DE CRECIMIENTO VERDE. EDICIÓN 2015*. Ciudad De México.
- Zhang, El-Mashad, Hartman, Wang, Liu, Choate Y Gamble (2008). Characterization of Food Waste as Feedstock for Anaerobic Digestion. *Science Direct. Bioresource Technology*, 98 (2007) 929-935
- Zhang, L., Lee, Y.-W., & Jahng, D. (2011). Anaerobic Co-Digestion of Food Waste and Piggery Wastewater: Focusing on The Role of Trace Elements. *Bioresource Technology*, 102, 5048–5059. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.082>
- World Bank (2017) *Pérdidas Y Desperdicios De Alimentos En México. Una Perspectiva Económica, Ambiental Y Social*. Unidad De Desarrollo Sostenible De América Latina Y El Caribe.



Danish Energy
Agency



RESIDUOS URBANOS

Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1 Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

En México (2015) la generación de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) alcanzó 53.1 millones de toneladas (lo que representa un incremento de 61.2% en comparación con 2003). Si se expresa por habitante, alcanzó 1.2 kg en promedio diario en el mismo año. La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) representa la mayor proporción de los RSU y consiste en trozos de comida, sobrantes de alimentos, papel y residuos de jardín. La FORSU puede representar del 50 al 70% de los residuos con una humedad entre el 70-80%.

En datos recolectados por la SEMARNAT (2015), la composición de la FORSU representa el 52.4% del total de los RSU. Sin embargo, este porcentaje está relacionado con el desarrollo económico de cada región de México: mientras mayor es la contribución a la economía mayor es la producción de RSU. Este residuo muestra una alta disponibilidad en todo el territorio nacional. De acuerdo con la Secretaría de Desarrollo Social de México, en 2012 la región central concentró el 51% de la generación de RSU, seguido por la frontera norte con 16.4% y la zona metropolitana de la Ciudad de México con 11.8%. Si los diferentes estados se clasifican por el volumen de RSU generado, entonces cinco de ellos concentrarían 45.7% del total RSU: Estado de México (6.7 millones de toneladas, 16.1% del total nacional), Ciudad de México (4.9 millones de toneladas, 11.8 %), Jalisco (3.1 millones de toneladas, 7.2%), Veracruz (2.3 millones de toneladas, 5.5%) y Nuevo León (2.2 millones de toneladas, 5.1%).

La tasa de generación promedio de FORSU en las principales ciudades de México varía entre 0.356 y 0.659 kg/habitante/día. Guadalajara presenta una generación de 0.508 kg/habitante/día, mientras que en el Estado de México el valor es 0.54 kg/habitante/día (Bernache-Pérez et al. 2001, Redondo 2014).

Uso actual

Se utilizan los rellenos sanitarios para la disposición final de los FORSU. Algunos usos menores incluyen composteo con residuos de jardín. Se han construido pocas plantas demostrativas de biogás.

Costo del residuo

No existe mercado para este sustrato en el presente. Sin embargo, podría surgir una oportunidad si se realiza separación en la fuente o en estaciones de transferencia y una instalación de biogás se asocia.

Potencial de biogás

La caracterización de la FORSU y producción de metano en la Ciudad de México (Campuzano et al. 2015) determinó los valores siguientes: humedad de 70.3 %, sólidos totales (ST) de 29.7%, sólidos volátiles (SV) de 22.3 %, SV/ST de 75.1 %, Nitrógeno total - Kjeldahl de 5.4 g/kg. En el mismo estudio se encontró una producción de $0.545 \text{ N-m}^3_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{SV}}$ en un reactor húmedo semicontinuo a condiciones mesofílicas.

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

La separación de la FORSU tiene ciertas diferencias dependiendo de la reglamentación local (obligatoria o voluntaria). En los mercados regularmente la FORSU es separada. Algunos sitios de disposición final concesionados (p. ej. Operados por empresas como Proactiva, Veolia, etc.) tienen instalaciones de separación. Sin embargo, su capacidad regularmente no alcanza el total de los residuos sólidos recibidos. Nuevos proyectos (como en la ciudad de Querétaro, 2018) incluyen plantas de separación para recuperar materiales reciclables, pero también la separación de FORSU está considerada.

La variabilidad inherente a este material requiere caracterización específica e ingeniería detallada para la valorización en instalaciones de producción de biogás. Como ejemplo, el mayor componente de residuos sólidos municipales de la FORSU de la ciudad de Guadalajara eran residuos de alimentos (40.7%) y residuos de jardín (12.2%), que juntos constituían el 52.9% del total. Se han reportado valores similares para residuos putrescibles en otras ciudades mexicanas: Ciudad de México 53.4%; Hermosillo, 41.32%; Mexicali, 46.9%; y Culiacán, 54.6% (Bernache-Pérez, 2001). El porcentaje de contribución de residuos putrescibles de casas habitación en zonas urbanas grandes de México no ha cambiado en las últimas décadas.

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

Se recomienda una molienda seguida de la adición de agua para hacer una pulpa, de manera que se incremente el potencial de metano.

Potencial de co-digestión

La co-digestión con otros sustratos podría ser ventajosa (alimentando como una mezcla líquida). El lodo residual podría recomendarse para incrementar la producción de biogás en la instalación de tratamiento.

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

Como ejemplo de una planta anaerobia en operación se encuentra la Planta Piloto FQ-UNAM. Cuautitlán, Edo de Mexico, Universidad Nacional Autónoma de Mexico con capacidad de 1 ton/d. La tecnología es una de digestión anaerobia seca y digestor completamente mezclado (CSTR). Además, la planta piloto de la Central de Abastos de Irapuato, Guanajuato con digestor anaerobio.

2 Métodos de búsqueda

Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas (Scopus) y el uso de Google. Los artículos científicos, se identificaron y revisaron publicaciones técnicas y tesis.

3 Memoria de cálculo

La estimación de la generación anual del sustrato por habitante o unidad de área se realizó considerando los valores dados por los reportes oficiales de SEMARNAT (2018).

La conversión de $N\text{-m}^3/\text{kg}_{\text{sv}}$ a $N\text{-m}^3/\text{kg}$ de biomasa fresca se hizo utilizando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se informa en la Tabla 2 (30 y 75%, respectivamente). El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3_{\text{CH}_4}$

4 Resultados

Table 18. Feedstock Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/Valor	Fuente
Velocidad de biodegradación estimada	5	Juicio experto
Manejo del sustrato (como sólido o como líquido)	Sólido/Semisólido	Juicio experto
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestión húmeda CSTR	Juicio experto
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Molienda y pulpa	Juicio experto
Uso actual del sustrato	Marginal	Juicio experto
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Juicio experto
Costo esperado	Bajo	Juicio experto

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción/Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Toneladas/habitante/año	0.33	Campuzano et al. (2016), SEMARNAT 2018
Materia seca	ST (%)	16.0 - 46.3	Campuzano et al. (2016), Davidsson et

			<i>al.</i> (2007)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.61 - 0.94	Campuzano <i>et al.</i> (2016), Davidsson <i>et al.</i> (2007)
Densidad	ton/m ³	328 - 1052	Wrap 2010, Campuzano <i>et al.</i> (2016), Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2008b)
C/N relación (N total)	C/N kg/ton _{ST}	11 - 27 (N: 5.4)	Campuzano <i>et al.</i> (2016), Davidsson <i>et al.</i> (2007)
Contenido de grasas	%	6.1 - 35.0	Campuzano <i>et al.</i> (2016),
Contenido típico de metano en biogás	%	58 - 69	Davidsson <i>et al.</i> (2007), Bolzonella <i>et al.</i> (2003) Rintala <i>et al.</i> (1994),
Contenido típico de azufre en biogás	Ppb	< 0.1	Juicio experto
	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv}	255 - 579 (400)	Curry <i>et al.</i> (2012), Alibardi <i>et al.</i> (2015), Fitamo <i>et al.</i> (2016), Angelidaki <i>et al.</i> (2006), Davidsson <i>et al.</i> (2007), Bolzonella <i>et al.</i> (2003)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton biomasa fresca	57.4 - 130.3 (90)	
	GJ/ton _{sv}	9.15 - 20.8 (14.4)	

5 References

- Alibardi, L., Cossu, R. (2015). Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Waste Management* 36, 147–155.
- Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P., Ellegaard, L. (2006). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*. 40 (14), 2621–2628.
- Bolzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., Traverso, P., Cecchi, F. (2003). Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase. *Bioresource Technology* 86 (2), 123–129.
- Campuzano, R., González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management* 54, 3–12.
- Campuzano, R., González-Martínez, S. (2015). Extraction of soluble substances from organic solid municipal waste to increase methane production. *Bioresource Technology*. 178, 247–253.
- Curry, N., Pillay, P. (2012) Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy* 41, 200-209.
- Davidsson, A., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T.L., Jansen, J. (2007). Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 27, 406–414.
- Fitamo, T., Boldrin, A., Boe, K., Angelidaki, I., Scheutz, C. (2016). Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource Technology*. 206, 245–254.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I. (2008). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology* 99 (15), 6763–6770.

- INEGI (2015). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: <http://www.beta.inegi.org.mx/temas/estructura/>
- Redondo, F. (2014). Producción de biogás a partir de residuos sólidos orgánicos provenientes de diferentes fuentes generadoras (Thesis). Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM.
- SEMARNAT (2018) Informe de la Situación del Medio Ambiental en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Edición 2015, Dirección General de Estadística e Información Ambiental SEMARNAT.
- SMAGEM (Secretaría del Medio Ambiente del Estado de México). http://portal2.edomex.gob.mx/sma/acerca_secretaria/directorio/index.htm
- Rintala, J., Ahrin, B. (1994). Thermophilic anaerobic digestion of source- sorted household solid waste: the effects of enzyme additions. *Applied Microbiology and Biotechnology* 40 (6), 916–919.
- Wrap. (2010). Waste & Resources Action Programme, UK. Material change for environment. Summary report. Material Bulk densities. Project code: ROT039. January 2010.

RESIDUOS URBANOS

Lixiviados de rellenos sanitarios

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

México produce 112 500 toneladas de residuos sólidos municipales por día y casi el 23% no se elimina adecuadamente (INEGI, 2013). La producción de lixiviado o líquido percolado en un relleno sanitario depende de los siguientes factores: lluvia en el área del relleno sanitario, escorrentía superficial y/o infiltración subterránea, evapotranspiración, humedad natural de los residuos sólidos municipales, grado de compactación, capacidad del terreno (suelo y capacidad de los residuos sólidos para retener la humedad); sin embargo, el volumen de lixiviado esta principalmente una función de la lluvia. Debido a las diferentes condiciones de operación y ubicación de cada relleno, las tasas de producción de lixiviado esperadas pueden variar; por lo que, deben ser calculados para cada caso particular. En general, las tasas de generación diaria son 0.23 L/kg de residuos sólidos municipales al día en la temporada de lluvias y 0.15 L/kg de residuos sólidos municipales al día en la estación seca (Orta *et al.*, 2003). El lixiviado municipal se genera durante la descomposición de los residuos sólidos municipales en los rellenos sanitarios. La composición y concentración de los contaminantes en los lixiviados de los rellenos puede variar de acuerdo con las siguientes condiciones: (a) la composición de los residuos sólidos dispuestos en el relleno, (b) los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar, (c) las condiciones de manejo del lixiviado, (d) las condiciones ambientales, y (d) la edad del relleno sanitario. Este último factor es muy importante para la composición química de los lixiviados porque tienden a estabilizarse a lo largo de los años, observando una disminución en la concentración de sus componentes (Renou *et al.*, 2008). Los lixiviados de rellenos jóvenes (nuevos) y viejos se caracterizan por valores típicos de nitrógeno total 0.8 (viejo) - 3 g/L (joven); fósforo 0.01 (viejo) - 0.15 g/L (joven); demanda química de oxígeno (DQO) de 0.5 (viejo) - 18.0 g L (joven), y sólidos en suspensión (SS) de 0.4 (viejo) - 0.5 g/L (nuevo); la biodegradabilidad limitada (0.4 - 0.1 $\text{g}_{\text{DBO}}/\text{g}_{\text{DQO}}$), relaciones C/N de 10 a 30, así como una cantidad significativa de sales inorgánicas, contaminantes tóxicos y metales pesados pueden dificultar la aplicación de tratamientos biológicos (Renou *et al.*, 2008; Mukherjee *et al.*, 2015). Sin embargo, estos rangos de concentración típicos pueden variar mucho, dependiendo de los factores mencionados anteriormente.

Uso actual

El lixiviado de los rellenos sanitarios no se recupera ni se utiliza en ninguna aplicación. Existen ciertos inconvenientes asociados con la aplicación de lixiviados directamente en los cultivos, los más importantes son las altas cargas de nitrógeno y salinidad (Jones *et al.*, 2006), pero también la presencia de metales pesados.

Costo del residuo

El lixiviado del relleno sanitario no se recupera, por lo que no hay demanda para ello. La gestión de los lixiviados puede representar un costo importante para el operador del relleno sanitario, dependiendo de muchos factores (condiciones del sitio, tecnología aplicada, regulaciones de descarga) (Torretta *et al.*, 2016).

Potencial de biogás

La recolección y el tratamiento de lixiviados son dos de los problemas más importantes asociados con la operación de rellenos sanitarios (Li, 2010). La biodegradabilidad de los lixiviados tiende a disminuir a medida que aumenta la edad del relleno, de acuerdo con la relación DBO/DQO, por lo que los tratamientos biológicos tienden a ser menos efectivos en lixiviados viejos (Montesinos *et al.*, 2007). Los lixiviados pueden recircularse al relleno sanitario, donde se lleva a cabo la producción de biogás. Sin embargo, en muchos casos, los lixiviados se tratan por separado, y la digestión anaerobia es una alternativa adecuada principalmente para los lixiviados jóvenes y maduros. Para lixiviados viejos (después de la clausura del relleno), puede requerirse tratamiento físicoquímico. La producción de metano de la mezcla de relleno de lixiviado y desperdicio de alimentos tiene lugar después de 70 días, con 30% y 20% de lixiviado, respectivamente. Los biorreactores tuvieron una producción de 87 y 99 L-CH₄/kg_{SV} calculados a partir de solo el lixiviado, respectivamente. Bajo el régimen del 30%, se produjo un lixiviado más fuerte y, en consecuencia, una mayor tasa de producción de metano (Hernández-Berriel *et al.*, 2014). Los rendimientos de metano entre 181 y 239 N-m³CH₄/ton_{SV} se obtuvieron después de 10 y 28 días de co-digestión de lixiviado fresco y agua residual doméstica, respectivamente, con un contenido promedio de metano del 70% (Moujanni *et al.*, 2019). La adición de alcalinidad tuvo un efecto favorable en el rendimiento de metano. Teniendo en cuenta su alta biodegradabilidad (82.6%) y el potencial de producción de metano, la digestión anaerobia de lixiviados en biorreactores de rellenos o digestores anaerobios, preferentemente con un control de alcalinidad y salinidad, puede considerarse como una solución sostenible al problema emergente actual (Lee *et al.*, 2009).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El lixiviado del relleno sanitario se define como cualquier efluente líquido que se filtra a través de los residuos depositados y se desprende de un relleno sanitario o zona de basurero. A menudo, su ruta de exposición y toxicidad sigue siendo desconocida y es una cuestión de predicción debido a procesos geoquímicos extremadamente complicados en el relleno sanitario y las capas de suelo subyacentes (Koshi *et al.*, 2007). El lixiviado presenta altos valores de demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, carbono orgánico total, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, contaminantes orgánicos recalcitrantes, compuestos de amonio, compuestos de azufre y materia orgánica disuelta vinculado a metales pesados que eventualmente se escapan al medio ambiente, principalmente el suelo y las aguas subterráneas, lo que plantea serios problemas ambientales (Gajski *et al.*, 2012). Ya se han identificado alrededor de doscientos compuestos peligrosos en los lixiviados de vertederos heterogéneos, como compuestos aromáticos, compuestos halogenados, fenoles, pesticidas, metales pesados y amonio (Jensen *et al.*, 1999). Todos estos contaminantes tienen un efecto acumulativo, amenazador y perjudicial sobre la supervivencia de las formas de vida acuática, la ecología y las cadenas alimentarias, lo que conduce a enormes problemas en la salud pública, incluidos los efectos carcinogénicos, la toxicidad aguda y la genotoxicidad (Moraes y Bertazzoli, 2005). Un lixiviado se caracteriza por dos factores principales, su composición y el volumen generado, los cuales están influenciados por una variedad de parámetros, como el tipo de residuo, las condiciones climáticas y el modo de operación. El factor más importante que influye en la composición de los lixiviados del relleno sanitario es la edad del relleno sanitario (Kulikowska & Klimiuk, 2008).

Hay tres fases amplias y superpuestas de la descomposición de los residuos, en las que los procesos químicos y biológicos dan lugar a gases del relleno y lixiviados durante y más allá de la vida activa del sitio (Robinson, 1996): (a) fase 1, oxígeno presente en los residuos que se consumen rápidamente por descomposición aerobia. Esta fase suele durar menos de un mes y normalmente es relativamente poco importante en términos de calidad de lixiviado, es exotérmica con altas temperaturas. Esto acelera las fases posteriores si se retiene algo de este calor; (b) la fase 2, los microorganismos anaerobios y facultativos hidrolizan la celulosa y otros materiales putrescibles que se convierten durante la acetogénesis en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno. El lixiviado de esta fase ácida contiene típicamente una alta concentración de ácidos grasos libres. El bajo pH resultante (entre 5 y 6) favorece la solubilización de algunos componentes de los desechos, como las tierras alcalinas y los metales pesados, que pueden movilizarse en el lixiviado; y (c) fase 3, las condiciones anaerobias completas convierten los ácidos volátiles en metano y dióxido de carbono, mineralizando la materia orgánica en una forma estabilizada y produciendo biogás. El dióxido de carbono tiende a disolverse produciendo concentraciones muy altas de bicarbonato típicas de los lixiviados de la fase 3. La velocidad a la que se establece esta fase está controlada por una serie de factores, incluido el contenido de los desechos fácilmente susceptibles de ser liberados (Christensen *et al.*, 1994).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

El tratamiento de los lixiviados puede ser complejo debido a las diversas características y la evolución a lo largo del tiempo: se deben organizar una serie de procesos físicos, químicos y biológicos combinados para un tratamiento efectivo de los lixiviados (Wei *et al.*, 2012). En muchos casos, las técnicas fisicoquímicas, como la extracción con aire, la adsorción, la coagulación-floculación pueden ser necesarias para el tratamiento previo de los lixiviados, según las características específicas que se relacionan con la edad del relleno. Los beneficios de estas operaciones de tratamiento previo se contrarrestan con notables deficiencias, como un mayor consumo de energía y costos operativos.

Potencial de co-digestión

La co-digestión anaerobia de lixiviados ha ganado interés recientemente utilizando diferentes sustratos, efluentes y tecnologías (Güven *et al.*, 2018). Los lixiviados, particularmente los jóvenes, son cada vez más considerados como una fuente de energía. Debido a razones logísticas, la co-digestión de residuos de alimentos y lixiviados de rellenos son particularmente atractivos para mejorar la eficiencia del tratamiento de lixiviados anaerobios y evitar la dependencia energética (Yoon *et al.*, 2018). Para los lixiviados concentrados, el tratamiento anaerobio por co-digestión podría ser una estrategia ambiental prometedora, cuando se considera el contenido altamente orgánico y las características biodegradables limitadas de estos lixiviados como lo revelan muchos trabajos (Imen *et al.*, 2009). Pocos datos están disponibles con respecto a la co-digestión de lixiviados de rellenos con lodos de aguas residuales (Montusiewicz y Lebiocka, 2011). Kheradmand *et al.* (2010) mostraron que la co-digestión de lixiviados con lodos de aguas residuales aumentó el rendimiento de biogás y metano en un 13% y 16%, respectivamente, en comparación con solo los lodos de aguas residuales. Recientemente, se logró un aumento energético del rendimiento de hasta el 80% con lixiviados de rellenos como co-sustrato de residuos de rastros (Gannoun *et al.*, 2009). Según las bases fundamentales de las metanogénizaciones, los inhibidores metanogénicos más sospechosos asociados a la co-digestión en este caso son el amoníaco y los ácidos grasos volátiles, ya que estos compuestos son particularmente abundantes en lixiviados jóvenes (Forster-Carneiro *et al.*, 2007).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

No hay plantas de generación de biogás por digestión o co-digestión de los lixiviados de rellenos sanitarios en México.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, los cuales incluyen:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos del INEGI), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México incluyen la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

Se realizaron cálculos para convertir la producción de metano a 1 atm y 273 K, según la relación de los gases ideales ($P_1V_1/T = P_2T_2/V_2$). Las condiciones *in situ* no se informaron en la literatura de referencia, por lo que se realizó una estimación (0.9 atm, 25 ° C) representativa del lixiviado de rellenos sanitarios en México.

El rendimiento de metano se expresó como $N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{ton}_{\text{SV}}$, convirtiendo las unidades convencionales de un efluente líquido ($N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{DQO}}$) tomando los valores presentados en la Tabla 2 (100 g/L y 0.50 de la fracción SV/ST) y un valor representativo de DQO de 18 g/L. El factor de conversión de la energía aplicada es de 35.9 MJ/ $N\text{-m}^3\text{CH}_4$.

4. Resultados

Tabla 19. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción / Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	2	De Morais y Zamora (2005)
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido	Renou <i>et al.</i> (2008)
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Reactor secuencial por lotes, reactor UASB y filtro anaerobio	Renou <i>et al.</i> (2008)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Sí	Torretta <i>et al.</i> (2016)
Uso actual del sustrato	Sin uso	Jones <i>et al.</i> (2006)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Torretta <i>et al.</i> (2016)
Costo esperado	Bajo	Torretta <i>et al.</i> (2016)

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	m^3/ton de residuos sólido municipal/año	54.7 – 91.2	Stuart y Klinck (1998)
Materia seca	ST (%)	1.1 – 39.0	Moujanni <i>et al.</i> (2019)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.23 – 0.72	Lin <i>et al.</i> (2000)
Densidad	Ton/m^3	1.00	Así <i>et al.</i> (2014)

Relación C/N (N total)	C/N kg _N /m ³	11 - 30 (N: 0.8 - 3)	Hernández-Berriel <i>et al.</i> (2014); Lee <i>et al.</i> (2009), Mukherjee <i>et al.</i> , 2015
Contenido de grasas	%	0.04 - 0.62	Espinosa <i>et al.</i> (2007); Méndez-Novelo <i>et al.</i> (2004)
Contenido típico de metano en biogás	%	52 - 85	Lin <i>et al.</i> (2000); Renou <i>et al.</i> (2008)
Contenido típico de azufre en biogás	%	0.2 - 0.8	Silva <i>et al.</i> (2002); Thabet <i>et al.</i> (2009)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV}	181 - 239 (210)	Hernández-Berriel <i>et al.</i> (2014); Lee <i>et al.</i> (2009)
	N-m ³ CH ₄ /ton _{DQO}	502 - 664 (583)	
	N-m ³ CH ₄ /m ³	9.1 - 12.0 (11.0)	
	GJ/ton _{SV}	6.5 - 8.6 (7.5)	

5. Referencias

- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielson, P. H., Bjerg, P. L., and Holm, P. E., (1994). *Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 24(2), 119-202.
- De Morais, J. L., & Zamora, P. P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 123(1-3), 181-186.
- Espinosa, M. D. C., López, M., Pellón, A., Fernández, L. A., Hernández, C., & Bataller, M. (2007). Lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos. *Monografía*. CENDA. Ciudad de La Habana.
- Forster-Carneiro, T., Pérez, M., Romero, L.I., Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98, 3195-3203.
- Gajski, G., Orešćanin, V., Garaj-Vrhovac, V. (2012). Chemical composition and genotoxicity assessment of sanitary landfill leachate from Rovinj, Croatia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, 253-259.
- Gannoun, H., Bouallagui, H., Okbiv, A., Sayadi, S., Hamdi, M. (2009). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of biologically pretreated abattoir wastewaters in an upflow anaerobic filter. *Journal of Hazardous Materials*, 170, 263-271.
- Guyen H, Akca MS, Iren E, Keles F, Ozturk I, Altinbas M. (2018). Co-digestion performance of organic fraction of municipal solid waste with leachate: Preliminary studies. *Waste Management*, 71, 775-784.
- Hernández-Berriel, M.D.C., Mañón-Salas, M.D.C., Buenrostro-Delgado, O., Sánchez-Yáñez, J.M., & Márquez-Benavides, L. (2014). Landfill leachate recirculation. Part I: Solid waste degradation and biogas production. *Environmental Engineering & Management Journal*, 13(10).
- Imen, S., Ismail, T., Sami, S., Fathi, A., Khaled, M., Ahmed, G., & Latifa, B. (2009). Characterization and anaerobic batch reactor treatment of Jebel Chakir Landfill leachate. *Desalination*, 246(1-3), 417-424.
- INEGI, (2013), Statistical Yearbook of the United States Mexican 2012, National Institute of Statistics and Geography, (in Spanish), México, D.F., México, On line at: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aeum/2012/aeum2012.pdf.
- Jensen, D. L., Ledin, A., Christensen, T. H. (1999). Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, 33, 2642-2650
- Jones, D.L.; Williamson, K.L.; Owen, A.G. (2006). Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*, 26, 825-837.
- Kheradmand S, Karimi-Jashni A, Sartaj M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 30, 1025-1031.

- Koshi, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T. and Berube, K. (2007). Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills-assessment of toxicity. *Science of the Total Environment*, 384, 171-181.
- Kulikowska, D. & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99, 5891-5895.
- Lee, D. H., Behera, S. K., Kim, J. W., & Park, H. S. (2009). Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. *Waste Management*, 29(2), 876-882.
- Li, W., Zhou, Q., & Hua, T. (2010). Removal of organic matter from landfill leachate by advanced oxidation processes: a review. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010, 1-10.
- Lin, C. Y., Chang, F. Y., & Chang, C. H. (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 73(2), 175-178.
- Méndez-Novelo, R., Castillo-Borges, E., Sauri-Riancho, M.R., Quintal-Franco, C., Giacomán-Vallejos, G., & Jiménez-Mejía, B. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería*, 8(2).
- Montesinos, A.M.H., Santoyo, A.B., Gómez, M.G., Murcia, M.D., & Marín, V. (2007). Tecnologías de tratamientos de lixiviados de vertedero: tratamientos avanzados. *Ingeniería química*, (454), 108-116.
- Montusiewicz, A., & Lebiocka, M. (2011). Co-digestion of intermediate landfill leachate and sewage sludge as a method of leachate utilization. *Bioresource Technology*, 102(3), 2563-2571.
- Moraes, P.B. & Bertazzoli, R. (2005). Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor. *Chemosphere*, 58, 41-46.
- Moujanni, A. E., Qarraey, I., Ouatmane, A. (2019). Anaerobic codigestion of urban solid waste fresh leachate and domestic wastewaters: Biogas production potential and kinetic.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., & Sen Gupta, B. (2015). Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies. *Critical reviews in environmental science and technology*, 45(5), 472-590.
- Orta, M.T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramírez, I., & Sánchez-Gómez, J. (2003). Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills. *Waste management & research*, 21(2), 127-136.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468-493.
- Robinson, H. D., (1996). A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. Department of the Environment (DoE), Wastes Technical Division, U.K. Technical Aspects of Controlled Waste Management Series, CWM-072-95.
- Silva, A.J., Varesche, M.B., Foresti, E., Zaiat, M. (2002). Sulfate removal from industrial wastewater using a packed-bed anaerobic reactor, *Process. Biochem.* 37, 927-935.
- So, M. A. B. B., Oliveira, M. B., Araújo, A. D. S. F., & de Castro, J. A. (2014). Analyze of the Density and Viscosity of Landfill Leachate in Different Temperatures. *American Journal of Environmental Engineering*, 4(4), 71-74.
- Stuart, M. E., & Klinck, B. A. (1998). A catalogue of leachate quality for selected landfills from newly industrialised countries. British Geological Survey Technical Report WC/98/49, Keyworth.
- Thabet, O. B. D., Bouallagui, H., Cayol, J. L., Ollivier, B., Fardeau, M. L., & Hamdi, M. (2009). Anaerobic degradation of landfill leachate using an upflow anaerobic fixed-bed reactor with microbial sulfate reduction. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 1133-1140.
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I. A., Tolkou, A. K., & Airoidi, M. (2016). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review. *Sustainability*, 9(1), 9.
- Yoon Y, Lee S, Kim KH, Jeon T, Shin S. (2018). Study of anaerobic co-digestion on wastewater treatment sludge and food waste leachate using BMP test. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 20, 283-292.
- Wei, Y., Ji, M., Li, R., Qin, F. (2012). Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Waste Manag.* 32, 448-455.

RESIDUOS URBANOS

Lodos de PTAR

Base de Datos de sustratos potenciales para generación de biogás en México 2018

1. Contexto

1.1. Criterios de selección del sustrato

Potencial de generación

Según el inventario realizado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en México hay 2 477 plantas en operación con una capacidad instalada de 212.8 m³/s. Estas plantas procesan un flujo de 120.9 m³/s equivalente al 57.0% del total del agua recolectada en los sistemas de alcantarillado municipal formal (CONAGUA, 2017). El método más utilizado en el país para el tratamiento de aguas residuales son las lagunas de estabilización, aplicados en 776 plantas, lo que equivale al 31% del total. Le sigue los sistemas de lodos activados en 732 plantas, el 30% del total. En tercer lugar, se encuentra el reactor anaerobio de flujo ascendente, conocido como UASB, que se utiliza en 236 plantas, equivalente al 10% del total (CONAGUA, 2017; Noyola *et al.*, 2012). Las aguas residuales producen un exceso de biomasa que debe eliminarse del proceso, constituyendo los denominados lodos residuales. Dependiendo de la disposición del proceso, este desperdicio puede representar entre el 40% (lodo primario y secundario) y el 15% (lodo secundario, aireación extendida) de la demanda biológica de oxígeno (DBO) entrante. En el caso del tratamiento convencional de lodos activados (lodo primario y secundario), así como en algunos otros dispositivos aerobios, los lodos de desecho deben tratarse antes de su eliminación final. En 2011, se generaron 6 700 millones de metros cúbicos de aguas residuales, y se espera que en 20 años el volumen de agua tratada sea de 9 200 millones de metros cúbicos. Esto implica que la generación de lodos residuales aumenta de 640 000 toneladas (peso seco) para 2011 a 880 000 toneladas (peso seco) para 2030 (CONAGUA, 2011), ya que se producen de 0.08 a 0.1 kg ST por metro cúbico de aguas residuales tratadas.

Uso actual

La cantidad de lodos de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) aumentará y desafiará la necesidad de un tratamiento y eliminación seguros. Sin embargo, en la actualidad el tratamiento y la eliminación adecuados de los lodos no son prácticas comunes y la mayor parte se descarga en la alcantarilla o simplemente se abandona en el suelo, lo que amenaza la salud y el medio ambiente. En algunos casos, los lodos se envían a rellenos sanitarios como desechos sólidos y en otros se aplican al suelo como un mejorador como biosólidos, aunque no hay datos confiables sobre esto (LeBlanc *et al.*, 2009). No obstante, en los últimos años, la digestión anaerobia de los lodos producidos en las plantas de tratamiento se ha considerado como un requisito esencial para las plantas de tratamiento a gran escala, ofreciendo también el beneficio de que la energía generada puede reducir el consumo de electricidad de la planta (Rios y Kaltschmitt, 2016). En México, alrededor de 27 plantas de tratamiento municipales tienen digestores de lodos anaerobios, y alrededor de 6 están recuperando energía del biogás producido (López-Hernández *et al.*, 2017),

Costo del residuo

En la actualidad en México, alrededor del 51% de los lodos de las plantas de tratamiento está estabilizado por la digestión anaerobia; sin embargo, el biogás generado durante este proceso no se recupera, ya que el 76% del lodo residual, independientemente de su tratamiento, se deposita en rellenos sanitarios (Jiménez y Wang, 2006). El biogás a partir de lodos solo contribuye con el 0.05% de la generación eléctrica anual (Rios y Kaltschmitt, 2016). El lodo es un problema debido al costo adicional del tratamiento, los volúmenes y cantidades que se generan, así como su composición, ya que están constituidos principalmente por materia orgánica y contaminantes. Además, surgen problemas debido a la generación de compuestos gaseosos resultado de su descomposición, malos olores y las bacterias y otros microorganismos patógenos asociados a este residuo. Las regulaciones nacionales indican que los residuos de lodos deben tratarse para ser eliminados, reducirlos o transformarlos y que no representen un riesgo para la salud o el medio ambiente (Ghazy *et al.*, 2009).

Potencial de biogás

El uso de biogás producido por la digestión anaerobia de lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales tiene beneficios económicos porque hay una reducción en el manejo y disposición de los costos de los biosólidos y una reducción en el costo de la energía eléctrica cuando se utiliza biogás como fuente de energía, lo que representa un ahorro anual en gastos de electricidad entre 40 - 60 %. Los lodos secundarios están compuestos predominantemente de biomasa; es decir, células microbianas que no son fácilmente biodegradables (Boehler & Siegrist, 2006).

1.2. Características esperadas del sustrato

Proceso de producción

El lodo es un subproducto del proceso de tratamiento de aguas residuales. Contiene materiales sólidos suspendidos retirados durante el tratamiento. Los contaminantes asociados con los lodos incluyen sustancias orgánicas naturales y nutrientes, patógenos, metales y compuestos orgánicos tóxicos. Algunos de estos contaminantes presentan riesgos reconocidos para la salud, mientras que otros, si se controlan y monitorean de cerca, pueden ser beneficiosos. El volumen del influente de las aguas residuales, sus características y el nivel de tratamiento determinan la naturaleza y la cantidad de lodos. Cuanto más alto es el nivel de tratamiento, más lodos se producen (Demirbas *et al.*, 2017). El lodo contiene principalmente proteínas, azúcares, detergentes, fenoles, lípidos. Los constituyentes inorgánicos de los lodos de purga son principalmente compuestos de nitrógeno (15 - 30 g / kg) y fósforo (2.2 - 3.1 g / kg) (Tao *et al.*, 2012). Tanto el nitrógeno como el fósforo en los lodos de purga tienen un alto valor como fertilizante (Demirbas *et al.*, 2017). Las partes inorgánicas del lodo de aguas residuales son principalmente los compuestos precipitados o adsorbidos de hierro, fósforo, calcio, aluminio y azufre, incluidas las trazas de metales pesados (como el zinc, cromo, mercurio, plomo, níquel, cadmio y cobre) (Li *et al.*, 2012; Tao *et al.*, 2012).

Acondicionamiento y pretratamiento del sustrato (si aplica)

El volumen del lodo debe reducirse mediante la eliminación del agua (deshidratación). Esto se puede lograr con un espesador de lodos (gravedad o flotación), filtros de banda y centrifugadoras. Estas operaciones pueden mejorarse mediante adiciones químicas (floculantes) (LeBlanc *et al.*, 2009). La aplicación de un tratamiento previo antes de la digestión anaerobia es una opción para aumentar la hidrólisis y degradabilidad de los lodos. Se han propuesto varios procesos de tratamiento previo diferentes, incluidos los biológicos, químicos, enzimáticos, térmicos y mecánicos (Appels *et al.*, 2008). El tratamiento previo de residuos de lodos secundarios ofrece las siguientes ventajas: (a) la materia orgánica biodisponible se puede transformar en biogás (60 a 70% por volumen de metano), (b) el contenido de sólidos se reduce y (c) reduce los problemas de olor asociado con materia putrescible residual (Shehu *et al.*, 2012).

Potencial de co-digestión

La co-digestión anaerobia de los lodos de las plantas de tratamiento con la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales parece ser atractiva (Hamzawi *et al.*, 1998), así como para la co-digestión con los lodos de la trampa de grasas (Davidsson *et al.*, 2008) y el subproducto del procesamiento de la carne (Luste & Luostarinen, 2010). Los beneficios de la co-digestión incluyen: la dilución de compuestos tóxicos potenciales, un mejor balance de nutrientes, efectos sinérgicos de los microorganismos, mayor carga de materia orgánica biodegradable y mejor rendimiento de biogás. Las ventajas adicionales incluyen la estabilización higiénica y el aumento de la tasa de digestión, cuando el proceso ocurre en condiciones termofílicas (Sosnowski *et al.*, 2003).

1.3. Ejemplos de plantas en operación en México

En México, hay experiencias exitosas de digestión de lodos en plantas de tratamiento de aguas residuales y uso de biogás, principalmente para la energía co-generada. Algunas de estas plantas son: Atotonilco, Agua Prieta, El Ahogado y San Pedro Mártir I. Estas plantas tienen una digestión anaerobia de los lodos y pueden alcanzar hasta el 69% de la energía eléctrica requerida, una vez que la planta de tratamiento de aguas residuales funcione al 100% de su capacidad.

2. Métodos de búsqueda

Se consideró una variedad de fuentes de datos para realizar la evaluación de recursos, que incluyeron:

- Datos publicados por organizaciones nacionales e internacionales (por ejemplo, conjuntos de datos de producción animal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]), información específica del subsector de revistas técnicas y de negocios, y otros documentos, informes y estadísticas.
- Los principales actores gubernamentales a nivel nacional en México como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- Se revisó la literatura buscando en bases de datos especializadas, trabajos científicos y publicaciones técnicas.

3. Memoria de cálculo

La conversión de $N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{Kg}_{\text{SV}}$ a $N\text{-m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ se realizó usando el contenido seco y volátil de biomasa fresca, como se indica en la Tabla 2 (con un promedio de 4% y 70%, respectivamente). El factor de conversión de la energía aplicada es de $35.9 \text{ MJ}/N\text{-m}^3\text{CH}_4$.

4. Resultados

Tabla 20. Información cualitativa del sustrato

Información cualitativa	Descripción/Valor	Fuente
Nivel estimado de biodegradación	2	Reyes <i>et al.</i> (2015)
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido	Demirbas <i>et al.</i> (2017)
Recomendación tecnología anaerobia, si se trata solo	Digestores mezclados y calentados	López-Hernández <i>et al.</i> (2017)
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Sí	Appels <i>et al.</i> (2008)
Uso actual del sustrato	Enviados a rellenos sanitarios o	LeBlanc <i>et al.</i> (2009)

	aplicado al suelo	
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Moreno et al. (2002)
Costo esperado	Bajo	Moreno et al. (2002)

Tabla 2. Información cuantitativa del sustrato

Información cuantitativa	Unidades	Descripción / Valor	Fuente
Generación anual del sustrato por habitante o unidad de área	Ton/m ³ /año	0.10	Rojas y Mendoza (2013)
Materia seca	ST (%)	5 - 9 (LP) 0.8 - 1.2 (LS)	Limón, J. (2013)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.60 - 0.80 (LP) 0.59 - 0.80 (LS)	Limón, J. (2013)
Densidad	Ton / m ³	1.02 (LP) 1.05 (LS)	Limón, J. (2013)
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{ST}	20 - 30 (N: 20)	Arthur & Brew-Hammond (2010); (Tao et al., 2012)
Contenido de grasas	%	1.0 - 2.8	Rojas y Mendoza (2013)
Contenido típico de metano en biogás	%	60 - 65	Rojas y Mendoza (2013)
Contenido típico de azufre en biogás	%	0 - 1.0	Demirbas et al. (2017)
Potencial de metano (rendimiento)	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv}	230 - 430 (400)	Reyes et al. (2015)
	N-m ³ CH ₄ /m ³	6.4 - 12.0 (11.2)	
	GJ/ton _{sv}	8.3 - 15.4 (14.4)	

Nota: LP (lodo primario), LS (lodo secundario)

5. Referencias

- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*, 34(6), 755-781.
- Arthur, R., & Brew-Hammond, A. (2010). Potential biogas production from sewage sludge: A case study of the sewage treatment plant at Kwame Nkrumah University of science and technology, Ghana. *International Journal of Energy & Environment*, 6, 1009-1015.
- Boehler, M., & Siegrist, H. (2006). Potential of activated sludge disintegration. *Water Science and technology*, 53(12), 207-216.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA) (2011). Agenda del agua 2030, Coyoacán, CDMX, México. http://gia.imta.mx/geoportaldocs/Agenda_Agua_2030.pdf
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA) (2017). Estadísticas del agua en México 2016, Coyoacán, CDMX, México. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM.pdf>.
- Davidsson, Å., Lövestedt, C., la Cour Jansen, J., Gruvberger, C., & Aspegren, H. (2008). Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge. *Waste Management*, 28(6), 986-992.
- Demirbas, A., Edris, G., & Alalayah, W. M. (2017). Sludge production from municipal wastewater treatment in sewage treatment plant. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 39(10), 999-1006.
- Ghazy, M., Dockhorn, T., & Dichtl, N. (2009). Sewage sludge management in Egypt: Current status and perspectives towards a sustainable agricultural use. *World academy of science, engineering and technology*, 57, 492-500.
- Hamzawi, N., Hamzawi, K.J., Kennedy, D.D., Mc Lean. (1998). Technical feasibility of anaerobic co-digestion of sewage sludge and municipal solid waste. *Environmental Technology*, 19, 993-1003.

- Jiménez, B. & Wang, L. (2006). Sludge Treatment and Management. En: Municipal Waste Water Management in Developing Countries. *Principles and Engineering*. London, UK: IWA Publishing, 237-292.
- LeBlanc, R. J., Matthews, P., & Richard, R. P. (Eds.). (2009). Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. *Un-habitat*.
- Li, L., Xu, Z. R., Zhang, C., Bao, J., and Dai, X. (2012). Quantitative evaluation of heavy metals in solid residues from sub- and super-critical water gasification of sewage sludge. *Bioresource Technology*, 121:169–175.
- Limón, J. (2013). Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales ¿Problema o recurso? Guadalajara, Jalisco.
- Luste, S. & Luostarinen, S. (2010). Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge—effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresource Technology*. 101(8), 2657-2664.
- López-Hernández J.E., Ramírez-Higareda B.L., Gomes-Cabral C.B., Morgan-Sagastume J.M. (2017). Guía Técnica para el Manejo y Aprovechamiento de Biogás en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. GIZ, SENER, SEMARNAT, CONAGUA, ANEAS, México, 236 pp. www.gob.mx/sener/documentos/guia-tecnica-para-el-manejo-y-aprovechamiento-de-biogas-en-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales
- Moreno, J., Colín, A., Balcázar, M., & Tavera, L. (2002). Feasibility analysis of a sewage sludge treatment by an irradiation plant in Mexico. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 18(4).
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean–Soil, Air, Water*, 40(9), 926-932.
- Reyes, I.P., Díaz, J.P., & Horváth, I.S. (2015). Anaerobic Biodegradation of Solid Substrates from Agroindustrial Activities—Slaughterhouse Wastes and Agrowastes. In *Biodegradation and Bioremediation of Polluted Systems-New Advances and Technologies*. InTech.
- Rios, M., & Kaltschmitt, M. (2016). Electricity generation potential from biogas produced from organic waste in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 384-395.
- Rojas, R. & Mendoza, L.G. (2013). Utilización de biosólidos para la recuperación energética en México. *Producción+ Limpia*, 7(2).
- Shehu, M.S., Abdul Manan, Z., Wan Alwi, S.R. (2012). Optimization of thermo-alkaline disintegration of sewage sludge for enhanced biogas yield. *Bioresource Technology*, 114, 69–74.
- Sosnowski, P., Wiczorek, A., & Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, 7(3), 609-616.
- Tao J., Wu S., Sun L., Tan X., Yu S., Zhang Z. (2012) Composition of waste sludge from municipal wastewater treatment plant, *Procedia Environmental Sciences*, 12, 964 – 971

*INFORMACIÓN
CUALITATIVA DE LA BASE
DE DATOS DE LOS
SUSTRATOS*

Información cualitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 1)

CLASIFICACIÓN		Residuos agrícolas			Residuos de ganado		
Residuo	Residuo de nopal	Lirio acuático	Pulpa de café	Estiercol vacuno (carne)	Estiercol vacuno (lechero)	Estiércol de aves	Estiércol de cerdo
Información cualitativa							
Nivel estimado de biodegradación	4	3	2	3	2	1 (pollinaza) 3 (gallinaza)	3
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Jugo o pulpa	Sólido	Sólido	Sólido	Líquido (estiércol líquido)	Sólido / estiércol líquido	Semisólido, estiércol líquido
Recomendación tecnológica anaerobia, si se trata solo	Reactor completamente mezclado	Filtros anaerobios y reactores CSTR	Digestión seca	Lagunas anaerobias cubiertas	Reactores UASB y Lagunas	Digestión húmeda / digestión seca	Lagunas cubiertas. Estiércol pretratado: reactores CSTR y UASB
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Molienda y cribado	Molienda	Molienda gruesa	Sí	Sí	Sí	Separación de sólidos para el reactor UASB (CSTR en menor medida)
Uso actual del sustrato	Menos de 1% se utiliza para generar biogás	Sin uso	Mínimo (biogás, abono, forraje)	Mejorador de suelo	El riego de cultivos, disposición en suelo	<i>Gallinaza:</i> mejorador de suelo. <i>Pollinaza:</i> mejorador de forraje	Aplicado en las tierras de cultivo
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Bajo	Bajo	Medio	Bajo	Alto	Bajo
Costo esperado	Bajo	Bajo	Bajo	\$300 - \$1,000 MXN / ton	Bajo	Alto	Bajo

Información cualitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 2)

CLASIFICACIÓN

Residuos industriales

Residuo	Vinaza (caña de azúcar)	Suero de queso	Residuos de la pesca	Nejayote (aguas residuales de la nixtamalización de maíz)	Rastro (corriente verde)	Rastro (corriente roja)
Información cualitativa						
Nivel estimado de biodegradación	3	3	4	5	2	3
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Líquido	Líquido	Semisólido	líquido	semilíquido / semisólida	Líquido
Recomendación tecnológica anaerobia, si se trata solo	UASB o EGSB	Reactor de flujo descendente de película fija y UASB	Reactor de lecho filtrante seguido de UASB, filtro anaerobio	Digestión húmeda (UASB)	Cribado y digestión (UASB). Molienda y CSTR	UASB con pretratamiento. CSTR
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Enfriamiento, ajuste del pH	Control de pH	No	-	Cribado o molienda	Cribado, trampa de grasa para UASB
Uso actual del sustrato	Fertirrigación	Suplementos nutricionales y productos lácteos	Producción de alimentos y aceites	Ninguno	Mínimo (compostaje agrícola y forraje)	Mínimo (compostaje, forraje y biogás)
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Bajo	Alto	Bajo	Bajo	Bajo
Costo esperado	Bajo	Bajo	Alto	Bajo	Bajo	Bajo

Información cualitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 3)

CLASIFICACIÓN		Residuos comerciales			Residuos urbanos		
Residuo	Tierras gastadas de la industria de aceite comestible	Grasas y aceites (G y A)	Residuos de alimentos (restaurante)	Residuos de mercados	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	Lixiviados de rellenos sanitarios	Lodos de PTAR
Información cualitativa							
Nivel estimado de biodegradación	3	4	5	4	5	2	2
Manejo del sustrato (como sólido o líquido)	Sólida	Líquida / semisólida	Sólido / semisólido	Sólido	Sólida / semisólida	Líquido	Líquido
Recomendación tecnológica anaerobia, si se trata solo	Reactor completamente agitado (co-digestión)	Digestión húmeda (CSTR) en la co-digestión	Digestión húmeda (CSTR o proceso por lotes)	Digestión húmeda	Digestión húmeda (completamente mezclado)	Reactor secuencial por lotes, reactores UASB y filtro anaerobio	Digestores mezclados y calentados
Pretratamiento necesario antes de la tecnología anaerobia (si aplica)	Ninguno	Ninguno (debe ser co-digerido)	Molienda o despulpado	Molienda, homogeneización, y la adición de agua (hasta 10% ST).	Molienda / despulpado	Sí	Sí
Uso actual del sustrato	Residuo	Mínimo (forraje, biogás, producción de jabón, típicamente depositado en relleno sanitario)	Mínimo	Donación y el depósito en relleno sanitario	Mínimo	Sin uso	Enviados a rellenos sanitarios o aplicado al suelo
Uso relativo del sustrato para otros fines	Bajo	Bajo	Low (compost, alimentación animal, biogás)	Bajo.	Bajo	Bajo	Bajo
Costo esperado	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo

*INFORMACIÓN
CUANTITATIVA DE LA
BASE DE DATOS DE LOS
SUSTRATOS*

Información cuantitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 1)

Información cuantitativa	CLASIFICACIÓN		Residuos agrícolas			Residuos ganaderos	
	Residuo	Residuo de nopal	Lirio acuático	Pulpa de café	Estiércol vacuno (carne)	Estiércol vacuno (lechero)	
Unidades							
Generación anual del sustrato	Ton/unidad/año	30 ton/ha/año	300 (base húmeda) 36 (base seca)	Sin dato	a. 1.46 b. 2.92 c. 3.65 d. 5.475 Ton / vaca / año (Nota 1)	34 Ton / vaca / año	
Materia seca	ST (%)	5.07 - 06.5	18	22.2 - 23.3	4 - 15	8.0 - 12.0	
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.91	0.86	0.92 - 0.97	0.74 - 0.80	0.85	
Densidad	Ton/m ³	1.02 kg / m ³	1	270 - 300 kg / m ³	0.9 - 1.05	0.97	
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{ST}	48 (N: 22)	25 (N: 15)	25 - 31 (N: 17.6)	6.2 - 10.6 (N: 10.1)	6 - 20 (N: 90)	
Contenido de grasas	%	<1	4.1	2 - 2.5	No significativo	3.23	
Contenido de CH ₄ en biogás	%	60 - 65	50-75	48 - 60	50 - 58	55.0	
Contenido de H ₂ S en biogás	%	0.01	<0,1	<0.01	0.14 - 0.25	0.4	
Potencial de metano (rendimiento) recomendado	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV} o ton _{DQO} (*)	410 - 517 (460)	340	350 - 670 (450)	210 - 330 (270)	124 - 216 (136) 165 - 288 (181)*	
	m ³ CH ₄ /ton biomasa	22.4 - 28.2 (25.1)	52.6	76 - 146 (100)	16.2 - 25.4 (20.8)	10.5 - 18.4 (15.4)	
	GJ/ton _{SV}	14.7 - 18.6 (16.5)	1.9	12.6 - 24.1 (16.2)	7.5 - 11.8 (9.7)	4.5 - 7.8 (4.9)	

notas:

1) la edad del animal a. <1 año; b. 1 a 2 años; c. > 2 años a 3 años; d. > 3 años

Información cuantitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 2)

Información cuantitativa	CLASIFICACIÓN		Residuos ganaderos		Residuos industriales	
	Residuo	Unidades	Estiércol de aves	Estiércol de cerdo	Vinaza (caña de azúcar)	Suero de queso
Generación anual del sustrato	Ton/unidad/año	a) 0.0075 b) 0062 - 0.009	1.64	10 - 15 L/L de etanol	4.0 - 11.3 ton _{suero} /ton _{queso}	0.6 residuos de la pesca ton/ton de pescado
Materia seca	ST (%)	a) 80,6 b) 29,9	10 - 20	7.8 (2.1 - 14.0)	5.9	38.5
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	a) 0.607 b) 0.653	0.64 - 0.80	0.75	0.7	0.94
Densidad	Ton/m ³	0.35	1.13	1.0 - 1.1	1.04	1.05
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{ST}	9.5 (N: 16)	10 (N: 70)	10 - 25 (N: 0.6)	8.7 (N: 2.2)	4.1 (N: 115)
Contenido de grasas	%	No significativo	0	<0.01	0.85	4.0 - 8.0
Contenido de CH ₄ en biogás	%	65 - 70	47.0 - 68.0	65 (58 - 68)	58	50 - 75
Contenido de H ₂ S en biogás	%	0.35	1.0	2.5	0.06	<1.0
Potencial de metano (rendimiento) recomendado	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv} o ton _{DQO} (*)	a) 159 b) 170 - 181 (175)	244 - 343 (300)	200 200 *	109 - 383 (246) 280 - 340 (310) *	280 - 390 (335)
	m ³ CH ₄ /ton biomasa	a) 77.6 b) 33.2 - 35.3 (35.3)	25.6 - 36.0 (31.5)	14	4.5 - 15.8 (10.2)	101.3 - 147.1 (121.2)
	GJ/ton _{sv}	a) 5.8 b) 6.1 - 6.5 (6.3)	8.8 - 12.3 (10.8)	7.18	3.9 - 13.7 (8.7)	10.0 - 14.0 (12.0)

Información cuantitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 3)

Información cuantitativa	CLASIFICACIÓN			
	Residuo	Residuos industriales		
Unidades	Residuo	Nejayote (aguas residuales de nixtamalización del maíz)	Rastro (corriente verde)	Rastro (corriente roja)
Generación anual del sustrato	Ton/unidad/año	3 - 5 m ³ /ton maíz 14.4 Millones de m ³ /año	7-7.5 M ton ton/año 7 (porcina) kg/animal (Nota 2) 17 (vaca) kg/animal (Nota 2)	3- 3.5 M ton ton/año 8 (porcina) kg/animal 23 (vaca) kg/animal
Materia seca	ST (%)	2.2 - 2.3	10.0 - 50.7	1% (SST: 270 - 6400 mg/L) (DQO: 29 - 131 g/L)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.8	0.87 - 0.95	0.45 - 0.66
Densidad	Ton/m ³	1.00 - 1.05	1.2	1.2 (Nota 5)
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{ST}	13.9 (N: 0.3)	6.2 - 35.9 (N: 60) (Nota 3)	5.3 - 6.2 (N: 0.25)
Contenido de grasas	%	0.008 ± 0.002	8.5 - 28.9	5 -
Contenido de CH ₄ en biogás	%	58 - 79	55 - 74%	50 - 60
Contenido de H ₂ S en biogás	%	<0.01	<0.5%	<0.1
Potencial de metano (rendimiento) recomendado	N-m ³ CH ₄ /ton _{SV} o ton _{DQO} (*)	370 260 *	250 - 1076 (Nota 4)	300 - 900 (Nota 6) 0.15 - 0.45 * (Nota 6)
	m ³ CH ₄ /ton biomasa	6.5	45 - 193 (Nota 4)	12 - 36 (Nota 6)
	GJ/ton _{SV}	13.3	9.0 - 38.6 (Nota 4)	10.8 - 32.3 (Nota 6)

Notas:

2) Teniendo en cuenta un promedio de peso del animal de 100 kg para cerdos y 250 Kg para la vaca.

3) Relación de C / N para la grasa (371) se obtuvo por PITK *et al.* (2012), pero no fue considerado para el rango informado.

4) El BMP más alto se puede obtener a partir del contenido del tracto digestivo (1 076 N-m³CH₄ /ton SV), del residuo de intestino (848 N-m³CH₄ / ton SV) y la sangre (799 N-m³CH₄ /ton SV) con una relación sustrato/inóculo de 0.10. En este caso (BMP alto), los datos también están relacionados con la alta masa de materia grasa que se incluye en este valor. También se presentan los rendimientos correspondientes.

5) Teniendo en cuenta un promedio de peso del animal de 100 kg para cerdos y 250 kg de vaca.

6) Para un mayor potencial de metano se debe tomar en cuenta el contenido de grasa en la corriente.

Información cuantitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 4)

La información cuantitativa	CLASIFICACIÓN		Residuos industriales			Residuos comerciales		
	Waste	Unidades	Tierras gastadas de la industria de aceite comestible	Grasas y aceites (G y A)	Residuos de alimentos (restaurante)	Residuos de mercados		
Generación anual del sustrato		Ton/unidad/año	0.01 - 0.015 ton de tierra gastada/ton de aceite	0.003 Ton/habitante/año	0.17 ton/habitante/año	4.06 millones de ton/año		
Materia seca		ST (%)	84.16 (solo) 17.4 (mezcla)	1.3 - 22	18.1 - 30.9	18 - 31		
Fracción de sólidos volátiles		SV/ST	0.355 0.973	0.86 - 0.98	0.85 - 0.94	0.85 - 0.95		
Densidad		Ton/m ³	1.8	0.907	514 - 1090	0.51 - 0.75		
Relación C/N (N total)		C/N kg/ton _{st}	256 (N: 0.8)	22.1 - 39 (N: 33)	11 - 24 (N: 15)	20 - 36.4 (N: 110)		
Contenido de grasas		%	13.2 - 40	75.4 - 99.5	4 - 23	17.5		
Contenido de CH ₄ en biogás		%	65 - 67	50 - 69	48 - 65	55 - 65		
Contenido de H ₂ S en biogás		%	<0.1	<0.1	<0.050	0 - 1		
Potencial de metano (rendimiento) recomendado		N-m ³ CH ₄ /ton _{sv} o ton _{DQO} (*)	310	400 - 1100 (600)	310 - 530 (400)	367		
		m ³ CH ₄ /ton biomasa	52.5	36 - 100 (54)	69.8 - 119.2 (90)	82.5		
		GJ/ton _{sv}	11.1	14.4 - 39.5 (21.5)	11.1 - 19.0 (14.4)	13.2		

Información cuantitativa de la base de datos de los sustratos (Parte 5)

La información cuantitativa	CLASIFICACIÓN		Residuos urbanos	
	Waste	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	Lixiviados de rellenos sanitarios	Lodos de PTAR
Unidades	Unidades			
Generación anual del sustrato	Ton/unidad/año	0.33 ton/habitante/año	54.7 - 91.2 m ³ ton _{RSU} /año	0.1 ton/m ³ /año
Materia seca	ST (%)	16.0 - 46.3	1.1 - 39.0	5 - 9 (LP) 0.8 - 1.2 (LS)
Fracción de sólidos volátiles	SV/ST	0.61 - 0.94	0.23 - 0.72	0.60 - 0.80 (LP) 0.59 - 0.80 (LS)
Densidad	Ton/m ³	328 - 1 052	1	1.02 (LP) 1.05 (LS)
Relación C/N (N total)	C/N kg/ton _{st}	11 - 27 (N: 5.4)	11 - 30 (N: 0.8 - 3)	20 - 30 (N: 20)
Contenido de grasas	%	6.1 - 35.0	0.04 - 0.62	1.0 - 2.8
Contenido de CH ₄ en biogás	%	58 - 69	52 - 85	60 - 65
Contenido de H ₂ S en biogás	%	<0.1	0.2 - 0.8	0 - 1.0
Potencial de metano (rendimiento) recomendado	N-m ³ CH ₄ /ton _{sv} o ton _{DQO} (*)	255 - 579 (400)	181 - 239 (210) 502 - 664 (583)*	230 - 430 (400)
	m ³ CH ₄ /ton biomasa	57.4 - 130.3 (90)	9.1 - 12.0 (11.0)	6.4 - 12.0 (11.2)
	GJ/ton _{sv}	9.15 - 20.8 (14.4)	6.5 - 8.6 (7.5)	8.3 - 15.4 (14.4)

Nota: LP (lodo primario), LS (lodo secundario)