



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**EXTRACCIÓN DEL MATERIAL ORGÁNICO SOLUBLE
DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS PARA LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A :

Erik Alejandro García López



Ciudad Universitaria, Cd. Mx., 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal:	Dra. Luz María Lazcano Arriola
Secretario:	Dra. Gema Luz Andraca Ayala
1er. Suplente:	M. en I. Sergio Adrián García González
2do. Suplente:	M. en I. Alejandra Mendoza Campos

Sitio donde se desarrolló el tema:

Unidad de Proyectos y de Investigación en Ingeniería Ambiental, Laboratorios 301, 302 y 303, Conjunto E de la Facultad de Química de la UNAM.

ASESOR DEL TEMA:

Dr. Alfonso Durán Moreno

SUPERVISORA TÉCNICA:

M. en I. Sandra Carlos Pinedo

SUSTENTANTE:

Erik Alejandro García López

CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABLAS	v
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. OBJETIVOS	5
1.1.1. Objetivo general	5
1.1.2. Objetivos particulares	5
2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	6
2.1 Generación de residuos sólidos urbanos en México	6
2.2 Composición de los residuos sólidos urbanos	10
2.3 Composición de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos	11
2.4 Lixiviados	12
2.5 Tratamientos para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.....	12
2.6 Tratamientos biológicos para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos ..	12
2.6.1 Composta.....	13
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA	15
3.1 Etapas de la digestión anaerobia.....	16
3.1.1 Hidrólisis	16
3.1.2 Acidogénesis o fermentación	18
3.1.3 Acetogénesis	18
3.1.4 Metanogénesis	19
3.2 Condiciones ambientales para llevar a cabo la digestión anaerobia.....	20
3.2.1 Suministro de oxígeno	20
3.2.2 Temperatura.....	21
3.2.3 pH	22
3.2.4 Inhibidores	23
3.3 Potencial bioquímico de metano	24
3.4 Cinética.....	26
4. METODOLOGÍA.....	28

4.1 Muestreo y preparación de los residuos	30
4.2 Extracción de lixiviados y caracterización	32
4.3 Potencial bioquímico de metano I	34
4.4 Potencial bioquímico de metano II.....	37
4.5 Análisis del metano producido	38
5. RESULTADOS	40
5.1 Caracterización	40
5.2 Extracción de lixiviados.....	44
5.3 Potencial bioquímico de metano I	45
5.4 Potencial bioquímico de metano II.....	48
5.5 Caracterización del digestato	50
5.6 Cinética de producción de metano.....	53
6 CONCLUSIONES.....	55
7 RECOMENDACIONES	57
8 REFERENCIAS	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Generación de RSU por región.....	8
Figura 2.2. Generación de RSU por entidad federativa.....	9
Figura 2.3. Generación de RSU per cápita en países de la OCDE.....	9
Figura 2.4. Composición de los RSU en México en 2011.....	10
Figura 2.5. Composición de los RSU en la India.....	11
Figura 2.6. Composición de la pulpa de FORSU.....	11
Figura 2.7. Tratamientos para los RSU.....	13
Figura 3.1. Esquema de funcionamiento del proceso de producción de biogás.....	16
Figura 3.2. Proceso de digestión anaerobia.....	17
Figura 4.1. Esquema general de la metodología.....	29
Figura 4.2. Estación de transferencia de la delegación Coyoacán.....	30
Figura 4.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos antes del cuarteo.....	31
Figura 4.4. Método del cuarteo.....	31
Figura 4.5. Trituración de la FORSU.....	32
Figura 4.6. FORSU triturada.....	32
Figura 4.7. Esquema general de extracción de lixiviados.....	34
Figura 4.8. Equipo AMPTS II para determinación de potencial bioquímico de metano.....	36
Figura 4.9. Reactores listos para la incubación.....	37
Figura 4.10. Muestra de biogás almacenada.....	38
Figura 4.11. Equipo Agilent Technologies 7890A Gas Chromatography System.....	39
Figura 5.1. Producción acumulada de metano en los lixiviados.....	46
Figura 5.2. Producción de metano acumulada por el bagazo y la FORSU.....	47
Figura 5.3. Producción de metano por día.....	48
Figura 5.4. Producción de metano durante la segunda prueba de potencial bioquímico de metano.....	49
Figura 5.5. Producción puntual de metano en el PBM II.....	49
Figura 5.6. Determinación de sólidos para el lixiviado natural antes y después del PBM.....	51

Figura 5.7. Determinación de sólidos para el lixiviado L/S 5 antes y después del PBM....51

Figura 5.8. Determinación de sólidos para el lixiviado L/S 10 antes y después del PBM...52

Figura 5.9. Diagrama de Lineweaver-Burk para la producción de biogás de lixiviados.....53

LISTA DE TABLAS

Tabla 4.1. Métodos utilizados para la determinación de parámetros de caracterización.....	35
Tabla 5.1. Porcentaje de humedad de la FORSU.....	41
Tabla 5.2. Sólidos totales, fijos y volátiles de las muestras de FORSU, lixiviados, bagazo e inóculo.....	42
Tabla 5.3. Nitrógeno amoniacal N-NH ₄ ⁺ presente en los lixiviados.....	43
Tabla 5.4. Carbono orgánico total presente en los lixiviados.....	43
Tabla 5.5. Cantidad de FORSU y agua en las distintas relaciones L/S.....	44
Tabla 5.6. Sólidos totales, fijos y volátiles del digestato del PBM de los lixiviados.....	50
Tabla 5.7. Valores de α para los digestatos del PBM I.....	52
Tabla 5.8. Valores de K_m y $V_{m\acute{a}x}$ para la producción de lixiviados.....	54

RESUMEN

Al inicio del nuevo milenio, la gestión de residuos se ha convertido en una prioridad política en muchos países. Uno de los principales problemas, es hacer frente a una cantidad creciente de residuos de una manera ambientalmente aceptable. En los últimos tiempos, las normas ambientales de la incineración de residuos y vertederos controlados han mejorado gradualmente, y los nuevos métodos de clasificación de residuos y la recuperación de recursos/energía se han desarrollado bastante.

Además del incremento de los residuos sólidos urbanos en el mundo, otro gran problema al que nos enfrentamos es a la generación de lixiviados, que son todos aquellos líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias, principalmente materia orgánica soluble y algunos metales pesados, que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos.

El tratamiento de residuos orgánicos mediante procesos de digestión anaerobia es en muchos casos la mejor manera de convertirlos en productos útiles como energía (en forma de biogás) y productos fertilizantes.

Este trabajo tuvo como objetivo extraer el material orgánico soluble (lixiviados) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en distintas proporciones de agua/residuos con el fin de evaluar cual relación era la que más metano producía y someterla a una segunda prueba de potencial bioquímico metano para evaluar a que temperatura de operación (mesofílica o termofílica) y modo de alimentación (batch o por etapas) se producía una mayor cantidad de biogás.

Previamente, la fracción orgánica de los residuos utilizados para la extracción de lixiviado se obtuvo de un muestreo realizado en la estación de transferencia de la delegación Coyoacán. Posteriormente, se trituraron y se caracterizaron junto a los lodos anaerobios a utilizar, lixiviados y bagazos.

Los resultados de la primera prueba de potencial (a temperatura mesofílica) arrojaron que el lixiviado extraído de la mezcla de 10 partes de agua por 1 de residuos (L/S 10) fue el que produjo más metano y fue el elegido para ser el sustrato de la segunda prueba.

En la segunda prueba (a temperatura termofílica), la alimentación por etapas fue la que presentó mayor producción de metano; y comparando los resultados de las pruebas mesofílica y termofílica, la operación termofílica fue la que más cantidad de metano produjo.

ABSTRACT

At the beginning of the new millennium, waste management has become a political priority in many countries. One of the main problems is to deal with an increasing amount of waste in an environmentally acceptable manner. In recent times, the environmental standards of waste incineration and landfills have gradually improved, and new methods of sorting waste and resource recovery / energy have been developed enough.

Besides the increase of municipal solid waste in the world, another big problem we face is the generation of leachates, which are all liquids which are formed by the reaction, drag or filtering materials constitute waste and containing in dissolved or suspended substances, mainly soluble organic matter and some heavy metals, that can infiltrate soil or bleeding outside the places where the waste is deposited and which can lead to soil contamination and water bodies, causing deterioration and represents a potential risk to human health and other living organisms.

The treatment of organic waste by anaerobic digestion processes is often the best way to turn them into useful as energy (in biogas form) and fertilizers.

This study aimed to remove the soluble organic material (leachate) of the organic fraction of municipal solid waste in different proportions of water/waste in order to assess what relationship was the most methane produced and subjecting it to a second test potential biochemical methane to evaluate to operating temperature (mesophilic or thermophilic) and power mode (batch or stepwise) a greater amount of biogas produced.

Previously, the organic fraction of the waste used for the extraction of leachate was obtained from a sampling at the transfer station of Coyoacan. Subsequently, they triturated and characterized by using anaerobic sludge, leachate and bagasse.

The results of the first test potential (a mesophilic temperature) showed that the leachate extracted from the mixture of 10 parts water to 1 waste (L/S 10) was the one that produced more methane and was chosen to be the substrate the second test.

In the second test (a thermophilic temperature) feeding stages was the one with higher production of methane; and comparing the results of mesophilic and thermophilic tests, thermophilic operation was the most amount of methane produced

1. INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por esta Ley como residuos de otra índole (LGPGIR, 2003).

Al inicio del nuevo milenio, la gestión de residuos se ha convertido en una prioridad política en muchos países. Uno de los principales problemas, es hacer frente a una cantidad creciente de residuos primarios (los recogidos directamente de los generadores sin que hayan sufrido ningún proceso posterior de clasificación, separación o tratamiento de reciclaje, compostaje o de otras operaciones de recuperación), de una manera

ambientalmente aceptable. En los últimos tiempos, las normas ambientales de la incineración de residuos y vertederos controlados han mejorado gradualmente, y los nuevos métodos de clasificación de residuos y la recuperación de recursos/energía se han desarrollado bastante (Angelidaki, 2003).

Por ejemplo, en Alemania, aproximadamente 44 millones de toneladas de RSU son generadas por año. Su disposición en los rellenos sanitarios sin un pretratamiento ya no se ha permitido desde 2005, por lo que se han tratado más de 10 millones de toneladas en plantas de incineración de residuos (Kalbe, 2007).

El tratamiento de residuos orgánicos mediante procesos de digestión anaerobia es en muchos casos la mejor manera de convertirlos en productos útiles como energía (en forma de biogás) y productos fertilizantes (Hilkiah, 2007).

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que el carbono orgánico es convertido por oxidaciones y reducciones a su estado más oxidado (CO_2), y a su estado más reducido (CH_4), pero también se generan cantidades menores de nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno. La mezcla de productos gaseosos se denomina biogás (Angelidaki, 2003).

Además del incremento de los residuos sólidos urbanos en el mundo, otro gran problema al que nos enfrentamos es a la generación de lixiviados, que son todos aquellos líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias, principalmente materia orgánica soluble y algunos metales pesados, que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos (Colomer, 2007). Sin un sistema apropiado de almacenamiento y tratamiento para su disposición, representan un gran riesgo de contaminación por lo que deben ser manejados de forma segura mediante un tratamiento adecuado.

En este trabajo se aprovechará la gran cantidad de materia orgánica presente en los lixiviados para someterlos a tratamiento mediante digestión anaerobia, y a su vez, obtener una mayor producción de biogás en un tiempo, relativamente, más corto en comparación al tratamiento de la fracción orgánica completa de los RSU. Además, se determinará la forma de alimentación adecuada para aprovechar al máximo el proceso de digestión anaerobia.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo general

Realizar la extracción del material orgánico soluble de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) para su utilización en el proceso de digestión anaerobia y así poder conocer su potencial de producción de metano.

1.1.2. Objetivos particulares

- Proponer las variables de extracción como la cantidad de FORSU y de agua a utilizar.
- Realizar la caracterización física y fisicoquímica de la FORSU a utilizar así como para el lodo anaerobio (inóculo), lixiviado extraído y bagazo restante.
- Evaluar la producción de metano, así como los parámetros más importantes que afectan en su rendimiento, para determinar qué relación de agua-FORSU es la óptima.
- Evaluar la producción de metano de la relación agua-FORSU óptima, utilizando diferentes maneras de alimentación y condiciones de operación, para determinar cuál de ellas es la mejor para aprovechar al máximo la actividad de las *Archeas metanogénicas* dentro del proceso de digestión anaerobia.

2. RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

A continuación presenta el fundamento de este trabajo de investigación. Abordaré la problemática de la generación de RSU en México como en el mundo, la importancia de los lixiviados, su tratamiento y aprovechamiento.

2.1 Generación de residuos sólidos urbanos en México

Como se mencionó anteriormente, de acuerdo a la LGPGIR (2003), los RSU son aquellos generados en casas habitación y que resultan de la eliminación de los materiales que se utilizan en actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos.

Las cifras sobre la generación de RSU en el país que se han reportado en los últimos años son calculadas por la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) conforme a lo que establece la norma NMX-AA-61-1985 sobre la determinación de la generación de residuos sólidos. De acuerdo a la dependencia, en 2011 se generaron cerca de 41 millones de toneladas, lo que equivale a aproximadamente 112.5 mil toneladas de RSU diariamente.

La generación de RSU se ha incrementado notablemente en los últimos años; tan sólo entre 2003 y 2011 creció un 25%, como resultado principalmente del crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones tecnológicas y el cambio en los patrones de consumo.

La generación total de RSU en el país es distinta en cada zona geográfica. En 2011, la región centro contribuyó con el 51% de la generación total en el país, seguida por la región frontera norte (16%) y la Ciudad de México (12%). Las regiones que más incrementaron su generación entre 1997 y 2011 fueron: frontera norte (207%), centro (49%), sur (44%), y la Ciudad de México (19%). La única región que mostró una reducción en ese periodo fue la norte (27%), que pasó de 6 a 4.4 millones de toneladas en el mismo periodo (Figura 2.1) (Semarnat, 2012). Cabe mencionar que la región frontera norte es distinta a la región norte; la primera abarca al estado de Baja California y la parte norte de los estados de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas. La región norte está integrada por Baja California Sur, Durango, Sinaloa, Nayarit, Aguascalientes, San Luis Potosí, Zacatecas y la parte sur de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas.

En el registro por entidad federativa (Figura 2.2), las que generaron los mayores volúmenes de RSU fueron el Estado de México (16% del total nacional), Ciudad de México (12%), Jalisco (7%), Veracruz (5.5%) y Nuevo León (5%), mientras que las que registraron los menores volúmenes fueron Nayarit y Tlaxcala (cada una con 0.8%), Baja California Sur y Campeche (cada una con 0.6%) y Colima (0.5%) (Semarnat, 2012).

Calculando la generación de RSU por habitante, se observa que ha aumentado significativamente en el tiempo: entre 1950 y 2011, el volumen de generación diario

aumentó más de tres veces, pasando de 300 a 900 gramos en promedio. Si se evalúa anualmente, la generación por habitante pasó de 306 a 360 kilogramos entre 1997 y 2011, es decir, se incrementó 3.9 kilogramos por año. Este aumento se debe principalmente al consumo, cada vez más creciente, de productos manufacturados, en donde los empaques, bolsas, latas y demás residuos generados por estos productos no se aprovechan y se desechan.

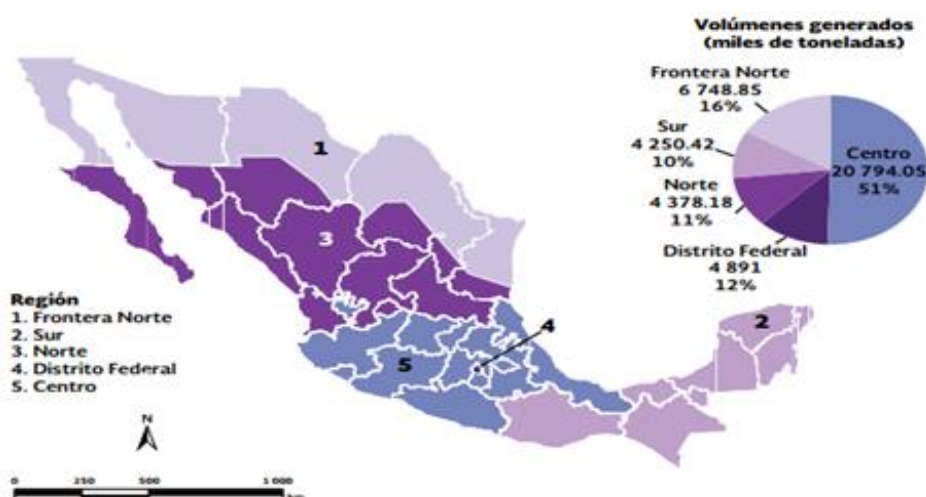


Figura 2.1. Generación de RSU por región (Sedesol, 2012)

En comparación con los países integrantes de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) (Figura 2.3), la generación per cápita nacional en 2010 (370 kg/hab/año) resultó 31% menor al promedio de los países que componen dicha organización (540 kg/hab/año) (Semarnat, 2012).

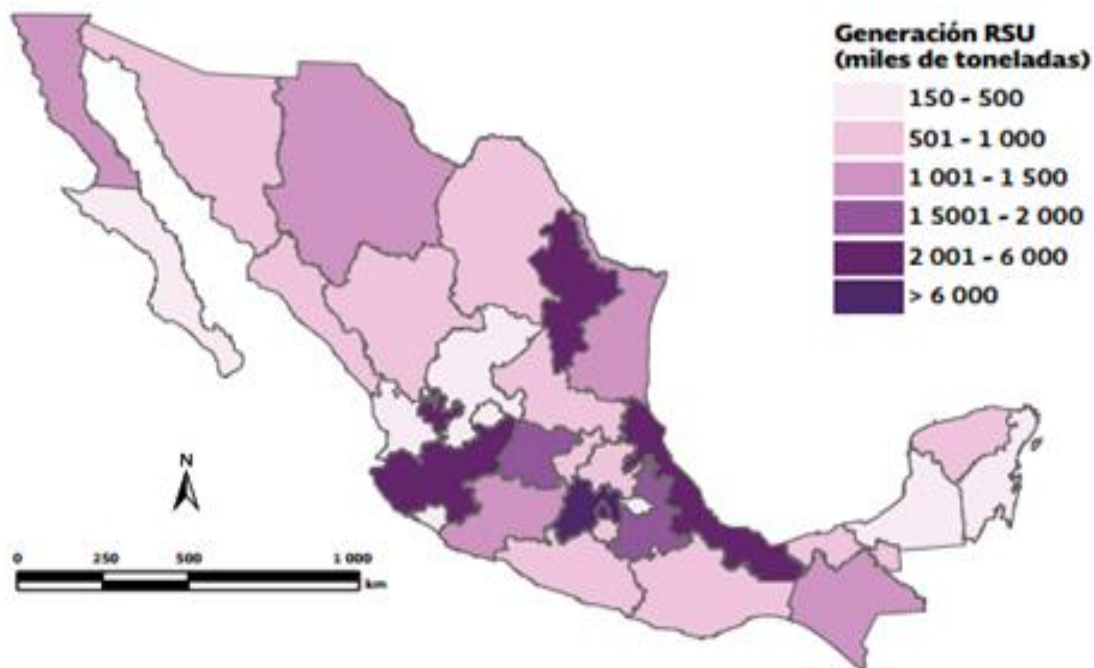


Figura 2.2. Generación de RSU por entidad federativa (Sedesol, 2012)

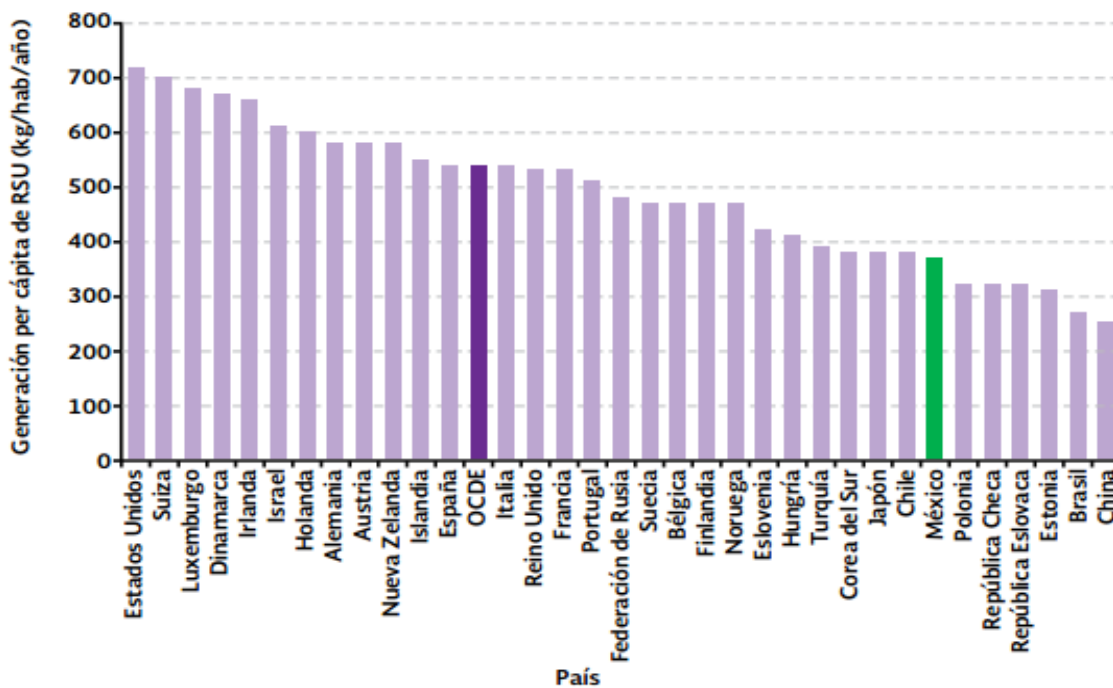


Figura 2.3. Generación de RSU per cápita en países de la OCDE (Sedesol, 2012)

2.2 Composición de los residuos sólidos urbanos

La composición de los RSU es afectada directamente por una serie de factores como lo son estratos socioeconómicos, condiciones culturales, hábitos alimenticios, temporada del año, localización geográfica, además de los patrones de consumo de la población. Los países con pocos ingresos producen menos residuos, dentro de los cuáles dominan los de composición orgánica, mientras que en los países con mayores ingresos, los residuos son mayormente inorgánicos a partir de productos manufacturados y con un porcentaje mayor de productos y desechos. El caso de México muestra la transformación entre ambos tipos de economías; en la década de los 50's, el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65 y 70% de su volumen, mientras que para 2011 esta cifra se redujo al 52.4% (Figura 2.4) (Sedesol, 2012).



Figura 2.4. Composición de los RSU en México en 2011 (Sedesol, 2012)

En comparación, un estudio realizado en la India (Suthar, 2014), determinó que los restos de comida son los que aparecen en mayor cantidad (mayor al 80%), seguidos de plástico y bolsas de polietileno (7%), papel (6%); textiles, caucho, metales y madera (4%); cartón (2%) y vidrio (1%) (Figura 2.5).

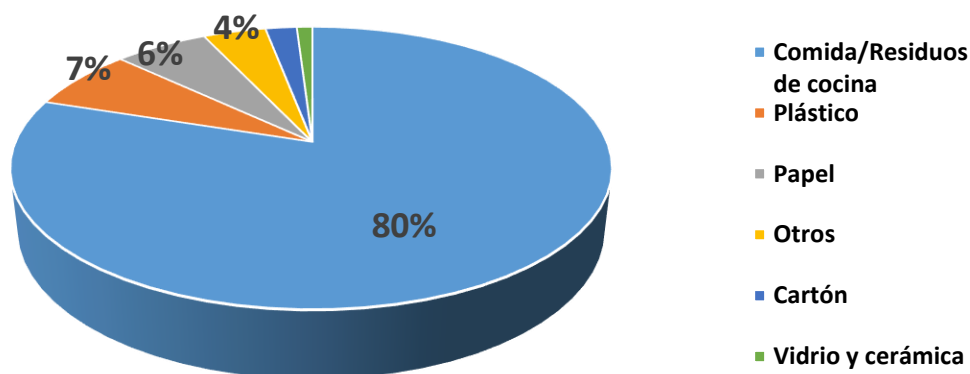


Figura 2.5. Composición de los RSU en la India (Suthar, 2014)

2.3 Composición de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos es un sustrato complejo que contiene tanto materia sólida como soluble. En un estudio realizado por Kübler (1994), se realizó un pretratamiento a la FORSU donde se obtuvo una pulpa la cual fue analizada de acuerdo al método de análisis de fibras de Van Soest (1967). La Figura 2.6 presenta el promedio de 3 pulpas producidas de diferentes residuos sólidos urbanos; la materia húmeda de la pulpa consiste en 38% de sustancias orgánicas solubles y 20% de celulosa. El material orgánico soluble es de suma importancia, ya que es el principal sustrato para los microorganismos dentro de la digestión anaerobia para la producción de biogás.

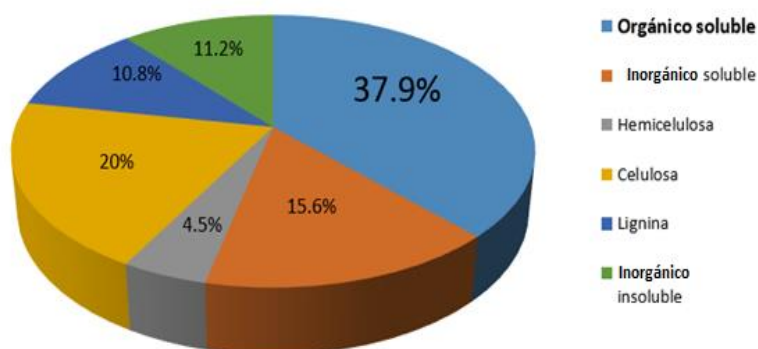


Figura 2.6. Composición de la pulpa de FORSU (Adaptado de Kübler, 1994)

2.4 Lixiviados

Además del constante aumento en la generación de residuos sólidos urbanos en el mundo, otro gran problema al que nos enfrentamos es a la generación de lixiviados, que son todos aquellos líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y cuya composición es principalmente materia orgánica soluble y algunos metales pesados, que pueden infiltrarse en los suelos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos (Colomer, 2007). Sin un sistema apropiado de almacenamiento y tratamiento para su disposición, representan un gran riesgo de contaminación por lo que deben ser manejados de forma segura mediante un tratamiento adecuado.

2.5 Tratamientos para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Como ya se ha mencionado anteriormente, la generación excesiva de residuos sólidos urbanos implica un problema realmente grave para el país y para el mundo. Pero, aunado a la problemática, también se han buscado distintos tipos de soluciones para tratar de reducir el impacto ambiental. Existen varios tipos de tratamiento que se le pueden aplicar a los residuos sólidos urbanos, los cuales se resumen en la Figura 2.7.

2.6 Tratamientos biológicos para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Existen dos tipos de procesos principales para el tratamiento biológico de la FORSU: los procesos aerobios y los anaerobios. Los procesos aerobios que son aquellos que se efectúan en un medio en presencia de oxígeno tales como compostaje; y los procesos anaerobios como la digestión anaerobia del cual se hablará más profundamente en el capítulo 3.

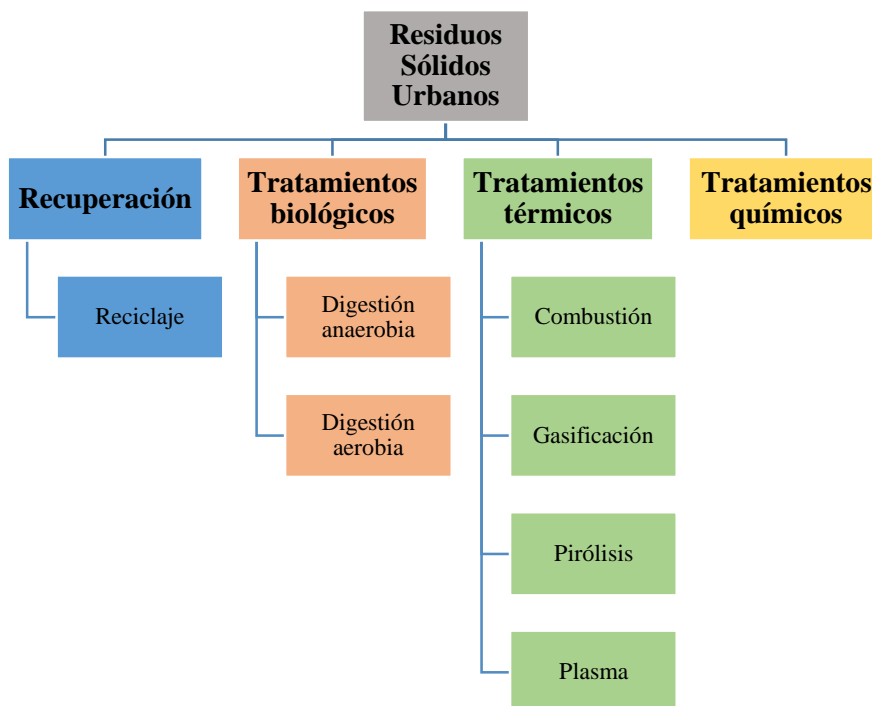


Figura 2.7. Tratamientos para los RSU (Adaptado de BID, 1997)

2.6.1 Composta

Se define a la composta como el producto de la degradación aeróbica de residuos orgánicos. Es un material inodoro, estable y parecido al humus que no representa riesgo sanitario para el medio ambiente natural y social. Se produce bajo condiciones controladas que recrean, favorecen y, en ocasiones, aceleran las condiciones naturales de generación del humus (INE, 2006).

El proceso por el cual se elabora composta se ha denominado “compostaje”. Las tecnologías para el compostaje son variadas y los productos finales también varían en su composición, color, textura, etc., según los residuos y el proceso que les dio origen.

Este proceso requiere de oxígeno (aeróbico) y agua en cantidad suficiente; genera cierta cantidad de calor (proceso exotérmico), bióxido de carbono y vapor de agua. Los organismos implicados en el proceso son un conjunto de bacterias, hongos y microfauna. El compostaje se asemeja a una sucesión ecológica, en donde primero hay ciertos organismos

que son paulatinamente reemplazados por otros y éstos, a su vez, sucesivamente por otros hasta el agotamiento de todos los nutrientes básicos referencia.

El uso de la composta es benéfico debido a que se reducen los efectos negativos provocados por la inadecuada disposición de los residuos en sitios a cielo abierto o, incluso, en rellenos sanitarios, en donde se llegan a producir altos volúmenes de lixiviados con altas cargas contaminantes debido a los residuos orgánicos. A pesar de esto, en el proceso de composteo se requiere de equipo altamente especializado para la aireación de las pilas, además de grandes áreas para la degradación paulatina de los residuos y donde se generan grandes volúmenes de CO₂, el cual es uno de los principales gases de efecto invernadero. Debido a esto, resulta más viable la aplicación de otros procesos que además de cumplir con su objetivo primordial de tratamiento de la FORSU, generan una fuente alternativa de energía, como es el caso de los procesos anaerobios (INE, 2006).

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

Como se mencionó anteriormente, la digestión anaerobia es un proceso biológico donde el carbono orgánico es convertido por oxidaciones y reducciones consecutivas a su estado más oxidado (CO_2), y su estado más reducido (CH_4). Los productos principales del proceso son CO_2 y CH_4 ; y en menor cantidad nitrógeno, hidrógeno, amoníaco, y sulfuro de hidrógeno también son generados. La mezcla de productos gaseosos se denomina biogás (Angelidaki, 2003).

Los intereses en el proceso son los siguientes:

- Un alto grado de reducción de materia orgánica es logrado con un pequeño incremento en la biomasa bacteriana.
- La producción de biogás, el cual puede ser utilizado para generar distintas formas de energía.

El proceso para la producción de biogás se detalla en la Figura 3.1, en ella se pueden ver las distintas etapas que tienen lugar en una planta de digestión anaerobia: pretratamiento y depósito para la alimentación; digestor donde tiene lugar el proceso biológico; gasómetro para recoger el biogás producido y otro depósito para el digestato (efluente).

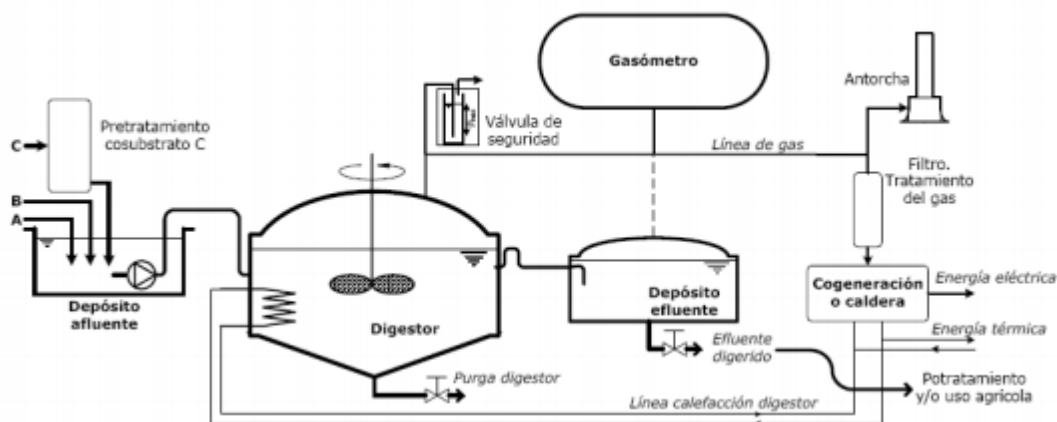


Figura 3.1. Esquema de funcionamiento del proceso de producción de biogás

3.1 Etapas de la digestión anaerobia

Dentro de este proceso se deben mantener condiciones muy específicas para que los microorganismos tengan una alta eficiencia en la producción de biogás. En la literatura este proceso se realiza en 4 etapas principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y finalmente la metanogénesis; las cuales se describirán a continuación (Figura 3.2) (Bermúdez, 1988).

3.1.1 Hidrólisis

En esta etapa se da el rompimiento del sustrato orgánico en partes más asimilables para las bacterias que participan en el proceso. Los polímeros orgánicos complejos tales como proteínas, grasas e hidratos de carbono (celulosa, amilasa, lipasa, proteasa, etc.) son degradados mediante una reacción de hidrólisis convirtiéndolos a productos solubles y más sencillos. Este primer paso se realiza mediante la acción de enzimas extracelulares

secretadas por las bacterias fermentativas. Algunos autores consideran a éste el proceso limitante de la velocidad global de reacción por lo que se deben cuidar aspectos tales como la temperatura del proceso, pH, tamaño de partícula y tiempo de retención (Martí, 2002).

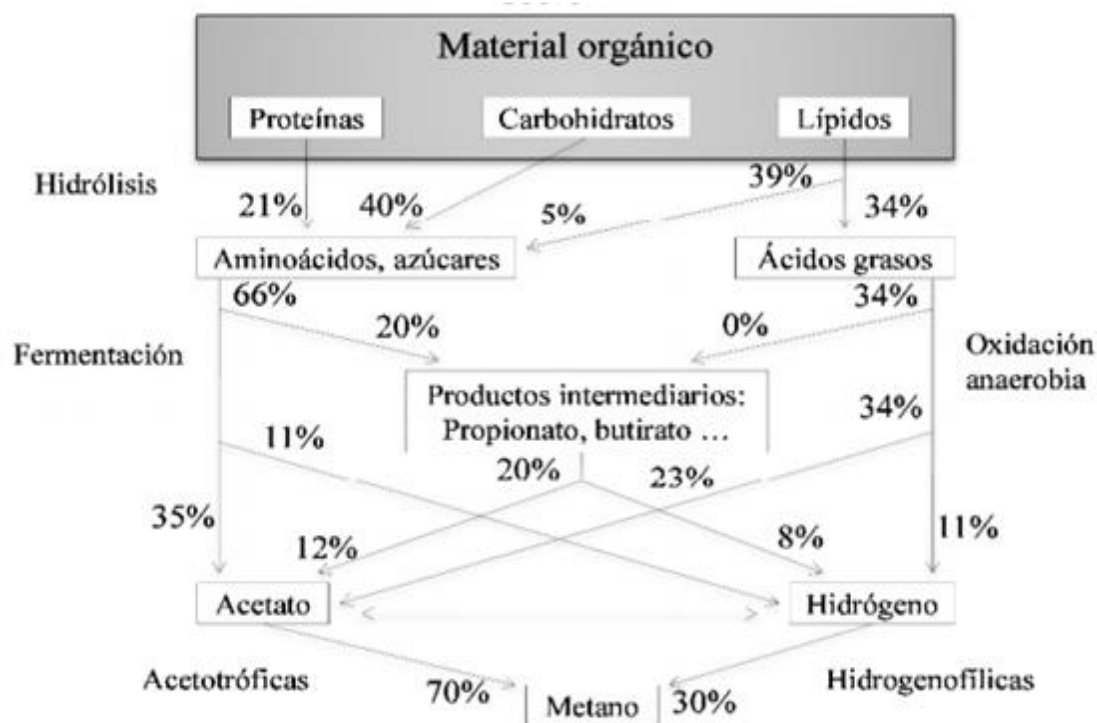


Figura 3.2. Proceso de digestión anaerobia (Adaptado de Gujer y Zehnder, 1983)

Las enzimas que se utilizan en esta etapa generalmente son la celulasa, xylanasa y amilasa para carbohidratos y proteasa para proteínas; estos se transforman en moléculas más sencillas como azúcares (monosacáridos) y aminoácidos respectivamente. Las proteínas suelen ser muy importantes en la alimentación celular ya que poseen una alta fuente de carbono y energía debido a su alto contenido nutricional. Las grasas o lípidos sufren la degradación enzimática mediante la lipasa transformándolas en alcoholes (glicerol) y ácidos grasos de cadena corta (Martí, 2002).

3.1.2 Acidogénesis o fermentación

En esta etapa se forman los ácidos grasos que posteriormente serán la materia prima para formación de acetato y CH₄ en la etapa de acetogénesis y metanogénesis, respectivamente. La etapa de acidogénesis suele ser la etapa más rápida de todas las que componen el proceso global de digestión anaerobia (Martí, 2002).

Los monosacáridos formados en la etapa de hidrólisis, tales como ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos y azúcares, son transformados a productos intermedios como ácidos grasos volátiles, incluyendo a los ácidos butírico, valérico, propiónico y acético, los cuales son productos importantes para la posterior formación a metano.

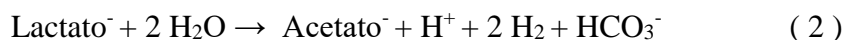
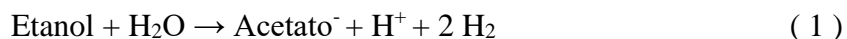
3.1.3 Acetogénesis

En la etapa acetogénica se da la formación de acetato a partir de la degradación de ciertos compuestos complejos formados en la acidogénesis que no pueden ser metabolizados de forma directa por los microorganismos metanogénicos, tales como el etanol, valeriato, butirato, propionato y algunos compuestos aromáticos.

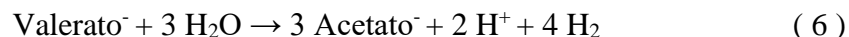
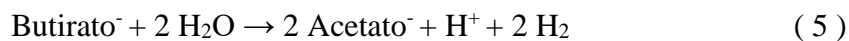
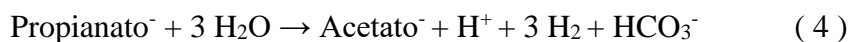
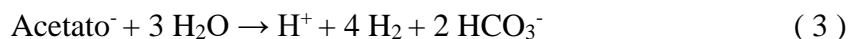
En esta etapa existe un tipo especial de microorganismos llamados homoacetogénicos, los cuales son aptos para crecer de manera heterotrófica en presencia de azúcares y compuestos monocarbonados, transformándolos en únicamente acetato. A diferencia de las bacterias acetogénicas, las homoacetogénicas no producen hidrógeno como producto secundario, al contrario, lo toman como sustrato.

Las principales reacciones que se llevan a cabo en esta etapa son las siguientes:

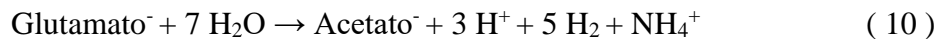
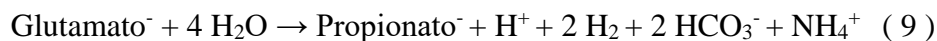
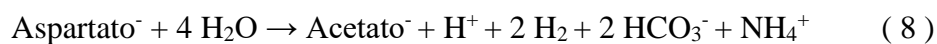
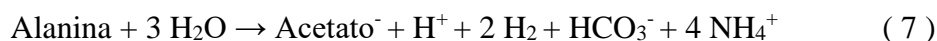
Etanol y ácido láctico



Ácidos grasos



Aminoácidos



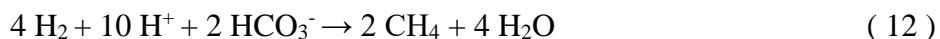
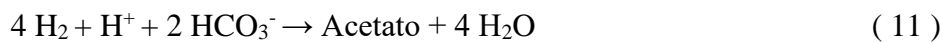
3.1.4 Metanogénesis

La última etapa de la digestión anaerobia es la metanogénesis. En esta se ocupan los componentes monocarbonados o bicarbonados unidos por un enlace covalente, tales como el H_2/CO_2 , formato, algunas metilaminas y metanol, para formar CH_4 .

Se puede considerar que en la metanogénesis participan dos grandes grupos de bacterias según la función que realizan y el sustrato que metabolizan: los hidrogenotróficos, que consumen como sustrato H_2/CO_2 y formato, y los acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas. Ambos tipos de microorganismos generan como producto principal CH_4 (Martí, 2002).

De manera general, las principales reacciones de esta etapa se muestran a continuación:

Reacciones hidrogenotróficas



Reacciones acetoclásticas



3.2 Condiciones ambientales para llevar a cabo la digestión anaerobia

Cuando se describe las condiciones ambientales es necesario distinguir entre la digestión húmeda y la digestión seca, porque los dos procesos difieren significativamente en términos de contenido de agua, contenido de nutrientes y transporte de masa. Los parámetros que a continuación se describirán tratan sólo de la digestión húmeda, debido a que es la práctica que más se lleva a cabo mundialmente (FNR, 2010).

3.2.1 Suministro de oxígeno

Las *Archeas metanogénicas* se encuentran entre los organismos vivientes más antiguos del planeta ya que aparecieron antes que se formara la atmósfera tal como la conocemos. Incluso hoy, estos microorganismos siguen dependiendo de un ambiente carente de oxígeno; la mayoría de estas especies muere incluso ante pequeñas cantidades. Sin embargo, como regla general es imposible impedir completamente la introducción de oxígeno en el digester. La razón por la que la actividad de las *Archeas metanogénicas* no se inhibe inmediatamente es porque coexisten con bacterias que consumen oxígeno de las etapas precedentes a la degradación (Kaltschmitt, 2001). Algunas de ellas son lo que se conoce como bacterias anaeróbicas facultativas y algunas de ellas son capaces de sobrevivir bajo la influencia del oxígeno, así como completamente sin él. Siempre y cuando la carga de oxígeno no sea demasiado alta, consumen el oxígeno antes de que dañe a las *Archeas metanogénicas* que dependen de un entorno totalmente libre de oxígeno. Por lo tanto, como regla general, el oxígeno atmosférico introducido en el espacio del gas del digester para la

desulfuración biológica no tiene un impacto negativo en la formación de metano (Weiland, 2001).

3.2.2 Temperatura

El principio general es que la tasa de reacciones químicas se incrementa con la temperatura ambiente. Sin embargo, esto se aplica sólo parcialmente a la descomposición biológica y a los procesos de conversión. En estos casos tenemos que recordar que los microorganismos involucrados en el proceso metabólico tienen distintas temperaturas óptimas (Kaltschmitt, 2001). Si la temperatura está por encima o por debajo de su rango óptimo, los microorganismos relevantes pueden inhibirse. Los microorganismos que participan en la descomposición se pueden dividir en tres grupos según sus temperaturas óptimas. Se distingue entre organismos psicrófilos, mesófilos y termófilos (Wellinger, 1991):

- Las condiciones óptimas para los microorganismos psicrófilos son a temperaturas por debajo de los 25 °C. A estas temperaturas aunque no hay necesidad de calentar el sustrato pero sólo se puede lograr un bajo desempeño de degradación y de producción de biogás. Por lo tanto, como regla general no es factible la operación económica de estas plantas de biogás.

- La mayoría de bacterias conocidas que forman metano tienen su crecimiento óptimo en el rango de temperaturas mesófilas entre 37 y 42 °C. Las plantas de biogás que operan en el rango mesófilico son las más abundantes debido a sus rendimientos de gas relativamente altos y a que se obtiene una buena estabilidad del proceso (Weiland, 2001).

- Si se desea utilizar como sustrato, productos o desechos que tienen una temperatura intrínseca alta (agua de proceso, por ejemplo), los cultivos termófilos son una opción conveniente para el proceso de digestión anaerobia. Su rango óptimo de temperaturas se sitúa entre 50 y 60 °C. La elevada temperatura del proceso ocasiona una tasa más alta de descomposición y una menor viscosidad. En este rango de temperatura, el proceso de fermentación es más sensible a las perturbaciones o irregularidades en el suministro del

sustrato o en el régimen operativo del digestor porque en condiciones termofílicas hay menos especies diferentes de microorganismos metanogénicos presentes (Weiland, 2001).

3.2.3 pH

La situación respecto al valor de pH es similar a la de la temperatura. Los microorganismos que participan en las distintas etapas de descomposición requieren diferentes valores de pH para un crecimiento óptimo. El pH óptimo de las bacterias de hidrólisis y que forman ácidos está en un rango que va de pH 5.2 a 6.3, por ejemplo (Weiland, 2001). No dependen totalmente de dichos valores, sin embargo, ya que son capaces de convertir sustratos a un valor de pH ligeramente más alto pero su actividad se reduce ligeramente. En contraste, un valor de pH en el rango neutral de 6.5 a 8 es esencial para las bacterias que forman ácido acético y para las *Archeas metanogénicas* (Lebuhn, 2008). En consecuencia, si el proceso de fermentación ocurre en un solo digestor, debe mantenerse este rango de pH.

Independientemente de si el proceso es de una sola etapa o varias, el valor de pH se establece automáticamente dentro del sistema gracias a los productos metabólicos alcalinos y ácidos formados en el curso de la descomposición anaerobia (Kaltschmitt, 2001).

Si se alimenta demasiada materia orgánica al proceso en un periodo demasiado corto, por ejemplo, o si se inhibe la metanogénesis por alguna otra razón, se acumularán los productos metabólicos ácidos resultantes de la acidogénesis. Normalmente, el valor de pH se establece en el rango neutral gracias al tampón de carbonato y amoníaco pero si se agota la capacidad tampón del sistema, es decir si se han acumulado demasiados ácidos orgánicos, cae el valor de pH. A su vez, esto incrementa el efecto inhibitorio del sulfuro de hidrógeno y del ácido propiónico en la medida en que el proceso en el digestor se detiene rápidamente. Por otro lado, el valor de pH puede elevarse si se libera el amoníaco como resultado de la división de compuestos del nitrógeno orgánico. Sin embargo, con respecto al control del proceso, debe recordarse que debido a su inercia, siempre debería monitorearse el pH en vista de su gran importancia (Lebuhn, 2008).

3.2.4 Inhibidores

La producción de gas puede inhibirse por varias razones. Las sustancias conocidas como inhibidores también pueden hacer más lento el proceso. Existen sustancias que, bajo ciertas circunstancias, incluso en pequeñas cantidades, bajan la tasa de descomposición o, en concentraciones tóxicas, detienen por completo el proceso de descomposición. Se debe hacer una distinción entre inhibidores que ingresan al digestor a través de la adición de sustrato y aquellos que se forman como productos intermedios a partir de las etapas individuales de descomposición.

Cuando se considera cómo se alimenta un digestor se debe recordar que añadir excesivo sustrato también puede inhibir el proceso de digestión porque cualquier constituyente de un sustrato puede tener un efecto dañino en las bacterias si su concentración es demasiado alta. Esto se aplica en particular a sustancias como los antibióticos, desinfectantes, solventes, herbicidas, sales y metales pesados que en cantidades incluso pequeñas pueden inhibir el proceso de descomposición. La introducción de antibióticos generalmente se atribuye a la adición de residuos agrícolas o grasas animales, aunque el efecto inhibitorio de los antibióticos específicos varía mucho. Como los microorganismos son capaces de adaptarse a dichas sustancias hasta cierto grado, es difícil determinar la concentración en la cual una sustancia se torna dañina (Braun, 1982).

Algunos inhibidores también actúan mediante la interacción con otras sustancias. Por ejemplo, los metales pesados sólo tienen un impacto dañino sobre el proceso de digestión si están presentes en solución. De cualquier manera, están enlazados por el sulfuro de hidrógeno, que se forma también en el proceso de digestión, y se precipitan como sulfuros poco solubles. Debido a que el H_2S se forma casi siempre durante la fermentación del metano, no se espera generalmente que los metales pesados perturben el proceso (Braun, 1982). Sin embargo, esto no es igualmente válido para los compuestos de cobre, que son

tóxicos incluso en concentraciones muy bajas (40-50 miligramos/litros) debido a su efecto antibacteriano.

En el curso de la fermentación, se forma toda una gama de sustancias capaces de inhibir el proceso. Una vez más, sin embargo, vale la pena recalcar la gran adaptabilidad de las bacterias: no se puede asumir que haya límites absolutos aplicables universalmente.

Otro producto del proceso de digestión es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), que cuando está disuelto y no disociado puede inhibir el proceso de descomposición en forma de citotoxina en concentraciones de apenas 50 mg/L. A medida que cae el valor de pH, la proporción de H_2S libre se eleva, incrementando el riesgo de inhibición. Una manera posible de reducir la concentración de H_2S es mediante la precipitación como sulfuros con ayuda de iones de hierro. El H_2S también reacciona con otros metales pesados, es enlazado y sale en forma de precipitado acompañado por la formación de iones sulfuros (Braun, 1982).

El efecto inhibitorio de una sustancia dada depende entonces de una serie de factores distintos y es difícil definir valores fijos.

3.3 Potencial bioquímico de metano

Una gran cantidad de residuos pueden ser utilizados como sustrato para la digestión anaerobia. Antes de iniciar el proceso de digestión, el sustrato debe ser caracterizado. Esto implica determinar las cantidades de las principales familias de componentes (carbohidratos, lípidos, proteínas y fibras, como la celulosa, hemicelulosa y lignina), y también estimar la biodegradabilidad o cantidad de metano que puede ser producida bajo condiciones anaerobias (Lesteur, 2010).

La biodegradabilidad anaerobia es, típicamente, evaluada utilizando una prueba biológica, el Potencial Bioquímico de Metano (PBM), el cual produce 2 valores: el valor de PBM, que es la última cantidad de metano producido bajo condiciones anaerobias, y la cinética de producción. Estos datos son actualmente utilizados para diseñar y operar digestores

anaerobios a gran escala, y permiten definir la velocidad de carga y el tiempo de retención hidráulica (TRH) (Lesteur, 2010).

Existen varios métodos en “batch” para medir el potencial de metano de los residuos. El método básico consiste en incubar una pequeña cantidad de residuo con inóculo anaerobio y medir la generación de metano (Hansen, 2004).

El valor de PBM puede ser utilizado como un índice del potencial de biodegradación anaerobia, y es valor experimental de la máxima cantidad de metano producido por gramo de sólido volátil (SV). La cinética de digestión, también obtenida con la prueba de PBM, puede ayudar a identificar inhibiciones microbianas, sobrecarga y adaptación. El volumen acumulado de biogás debe ser medido diariamente, y la composición del gas ha de ser determinada utilizando cromatografía de gases.

Los valores de la prueba de PBM son sensibles a varios parámetros. Algunos de ellos dependen de las condiciones de operación, como la temperatura, pH, e intensidad de agitación. Temperatura y pH tienen un efecto directo sobre los microorganismos presentes. La temperatura es generalmente mantenida a 35 °C. El pH tiene efecto sobre las enzimas de los microorganismos, lo que puede cambiar su configuración e influir sobre la cinética de las reacciones. Un pH bajo puede traer acumulación de Ácidos Grasos Volátiles (AGV), los cuales inhiben la digestión; mientras un pH alto lleva a un incremento de amoníaco, el cual es también tóxico para los consorcios metanogénicos. Es por esto por lo que se utiliza una solución buffer en los reactores de PBM (Lesteur, 2010).

Teóricamente, la relación inóculo/sustrato tiene efecto sólo en la cinética, y no en la producción de metano, la cual sólo depende del contenido de materia orgánica. Relaciones inóculo/sustrato entre 1 y 3 son las elegidas frecuentemente (Hansen, 2004).

3.4 Cinética

Para explicar la rapidez de producción de biogás en el proceso de digestión anaerobia, se recurre a diversos modelos de cinética enzimática, ya que, como se explica en apartados anteriores, el crecimiento de la población de *Archeas metanogénicas* aunado al consumo del sustrato alimentado son factores que influyen en la cantidad de biogás que se produce durante la prueba de potencial bioquímico de metano.

Durante el siglo XIX, la mayoría de las leyes que hablan acerca del efecto de la concentración de los reactivos en la rapidez de la reacción química ya eran conocidas. Sin embargo, las reacciones dependientes de enzimas no siempre siguen estas simples leyes de rapidez. En 1902, Víctor Henri propuso la primera ecuación útil para una reacción dependiente de una enzima. Esta ecuación toma en cuenta las propiedades conocidas de la enzima, incluyendo que (1) una enzima es altamente selectiva para un sustrato particular (o clases de sustratos), (2) los sustratos, regularmente, son protegidos por una enzima de la inhibición por calor, además de (3) una gráfica de velocidad inicial contra la concentración de sustrato con comportamiento hiperbólico. Trabajos subsecuentes, incluidos Michaelis y Menten (1913), Van Slyke y Cullen (1914), y Briggs y Haldane (1925) confirman y/o extienden la ecuación de Henri (Segel, 2014).

Especialmente, Michaelis y Menten fueron los primeros en reconocer las ventajas que resultan del análisis de la ecuación de Henri:

- Las complicaciones durante el progreso de la reacción desaparecen: inhibición por productos acumulados y pérdida de actividad catalítica.
- La reversibilidad de la reacción puede ser ignorada, porque no puede ocurrir hasta que algunos productos hayan tenido tiempo para acumularse.
- Ecuaciones de rapidez inicial son más fáciles de derivar y utilizarse que las ecuaciones integradas para el progreso de la reacción.
- No hay variación en el pH, temperatura u otras condiciones al tiempo cero.

Para el objetivo de esta tesis, el modelo de Michaelis-Menten se adapta al diagrama de Lineweaver-Burk que se representa por la ecuación 3.1:

$$\frac{1}{V} = \frac{K_m}{V_{m\acute{a}x}} \frac{1}{t} + \frac{1}{V_{m\acute{a}x}} \quad (3.1)$$

en la cual, V es el volumen de metano producido; t es el tiempo en que se registró la producción; Km es la constante de Michaelis-Menten y Vmáx es el volumen máximo producido de metano.

Graficando los inversos del volumen producido contra el inverso del tiempo de producción y realizando una regresión lineal se puede obtener la ecuación de la recta de la cual podemos determinar la Km y el Vmáx producido.

4. METODOLOGÍA

Según un estudio de Kübler (1994), el material orgánico soluble representa el 38% de los componentes totales de la FORSU y, es de suma importancia ya que es el principal sustrato para los microorganismos dentro de la digestión anaerobia. Para tratar este tipo de material se recurre a la digestión anaerobia, ya que, como se mencionó, es un proceso sencillo que logra una gran reducción de materia orgánica y, que además, produce biogás, el cuál puede ser utilizado como combustible alternativo (Angelidaki, 2003). Se propone realizar una serie de 3 distintas extracciones a la FORSU para obtener muestras de material orgánico soluble (lixiviaciones). Para llevar a cabo las extracciones, se propone mezclar agua y FORSU y luego centrifugar para obtener el lixiviado. Esto se realizará en distintas proporciones para después hacer la prueba de potencial bioquímico de metano y poder saber qué relación líquido (agua)/sólido (FORSU) es la que produce mayor cantidad de biogás, y por ende, contiene mayor cantidad de material orgánico soluble.

La metodología propuesta consta de 5 etapas (Figura 4.1), las cuales son:

- Muestreo, preparación y caracterización de la FORSU
- Extracción de lixiviados y caracterización
- Potencial bioquímico de metano (Prueba en batch, condiciones mesofílicas (35 °C))
- Potencial bioquímico de metano (Prueba de alimentación por etapas, condiciones termofílicas (55 °C))
- Análisis de biogás mediante cromatografía de gases

Cada ciclo de experimentación se llevará a cabo 3 veces para cada lixiviado, es decir, la metodología se realizará 9 ocasiones

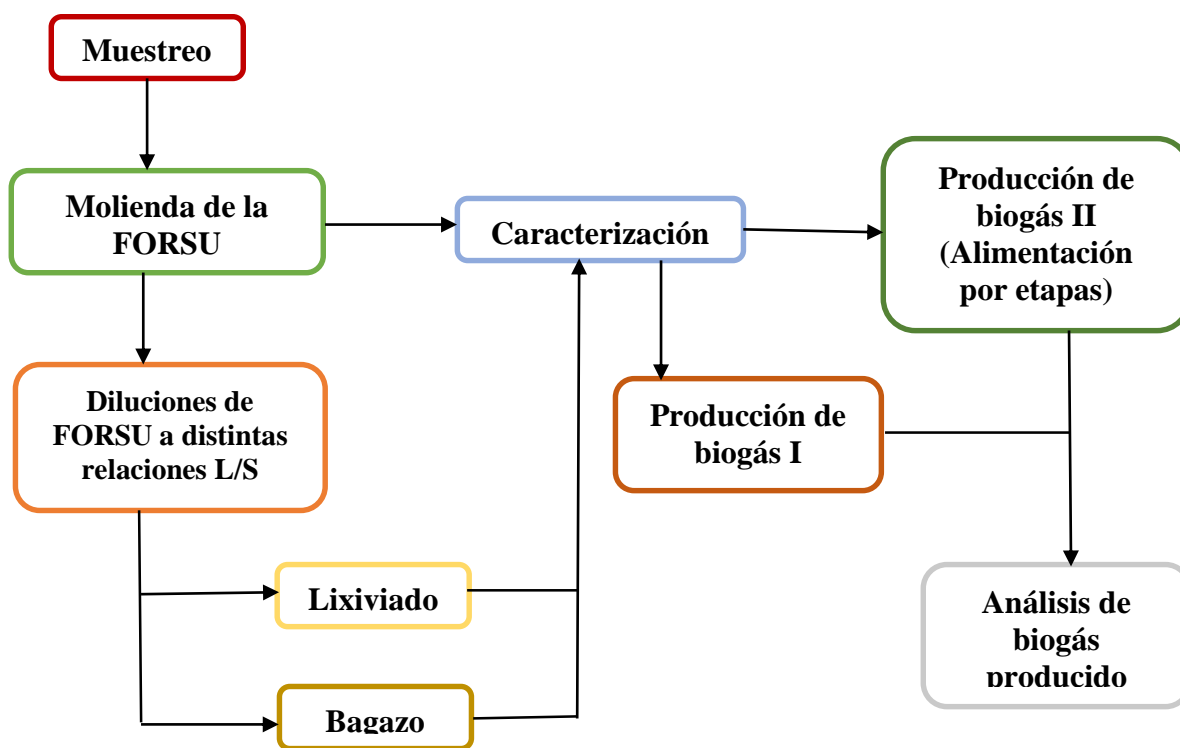


Figura 4.1. Esquema general de la metodología

4.1 Muestreo y preparación de los residuos

Con la finalidad de obtener una cantidad suficiente de residuos para su caracterización y posterior tratamiento, fue necesario realizar un muestreo conforme a lo establecido en la NMX-AA-015-1985 “PROTECCIÓN AL AMBIENTE - CONTAMINACIÓN DEL SUELO – RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES - MUESTREO - MÉTODO DE CUARTEO”, la cual recomienda utilizar el método de cuarteo para obtener una muestra lo más homogénea y representativamente posible. El lugar elegido para el muestreo fue la estación de transferencia de la delegación Coyoacán debido a la cercanía a Ciudad Universitaria (Figura 4.2). Cabe mencionar que el día que se visitó la estación de transferencia solo llegaron camiones que transportaban residuos orgánicos, lo que facilitó la recolección de la muestra.



Figura 4.2. Estación de transferencia de la delegación Coyoacán (Septiembre, 2014)

Para realizar el cuarteo, se tomaron los residuos sólidos orgánicos y se formó un montón sobre un área plana horizontal (Figura 4.3).

El montón de residuos sólidos se traspaleó con pala y/o biello, hasta homogeneizarlos, a continuación, se dividió en cuatro partes aproximadamente iguales A B C y D, y se eliminan las partes opuestas A y C o B y D, repitiendo esta operación hasta dejar un mínimo de 50 kg de residuos sólidos (NMX-AA-015-1985). La muestra se almacenó en botes de plástico debidamente sellados e identificados, evitando que quedaran expuestas al sol durante su transporte y al llegar al laboratorio se introdujeron al cuarto frío a 4°C (Figura 4.4).

Posterior al muestreo, fue necesario triturar todos los residuos, los cuáles se trasladaron al Laboratorio de Sanitaria y Ambiental de Posgrado de la Facultad de Ingeniería. En un molino especial, se llevó a cabo la reducción de tamaño de los residuos en cuestión, con la finalidad de incrementar su área superficial específica disponible y, por consecuencia, aumentar así la actividad microbiana (Hendriks, 2009).



Figura 4.3. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos antes del cuarteo



Figura 4.4. Método del cuarteo

Después de la trituración, la FORSU (Figura 4.6) se guardó en bolsas Ziploc y se almacenaron en un congelador a -20°C para evitar su rápida degradación.



Figura 4.5. Trituración de la FORSU



Figura 4.6. FORSU triturada

4.2 Extracción de lixiviados y caracterización

Durante la trituración se obtuvieron “lixiviados naturales” (LN), los cuales también se almacenaron. El término “naturales” se refiere al líquido ya contenido en la FORSU (la humedad se reporta más adelante) y el cuál no es producto de una lixiviación mediante la adición extra de agua.

Para hacer comparaciones de producción de biogás con respecto al LN, se realizaron dos extracciones de líquido adicionando agua de la llave y se eligieron dos relaciones líquido (H_2O)/sólido (FORSU) (L/S) de 5 y 10, lo anterior por recomendación del método 1316 de la EPA (2012) (Figura 4.7).

Con la finalidad de conocer la cantidad de agua que debía agregarse a la FORSU para lograr las relaciones L/S establecidas, se realizó una determinación de humedad contenida en la misma.

La FORSU se introdujo en un recipiente de plástico (uno para cada relación L/S) debidamente etiquetado; posterior a esto, se agregó el agua necesaria en cada muestra. Para asegurar la mayor extracción posible de material orgánico soluble la mezcla se dejó reposar por 24 horas (EPA, 2012).

Pasadas las 24 horas, las mezclas se sometieron a centrifugación para facilitar la separación del lixiviado y el bagazo remanente. El lixiviado se trasvasó en otro recipiente de plástico y se puso en refrigeración ($4\text{ }^{\circ}\text{C}$) hasta realizar las pruebas de caracterización.

Como etapa previa a la determinación del potencial bioquímico de metano de los lixiviados y bagazos, se realizó la caracterización de las muestras, tanto de la FORSU íntegra como de sus dos fases (lixiviados y bagazos). Como parte de la caracterización, se determinó la cantidad de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, carbono orgánico total (COT) y humedad.

Para cada una de las determinaciones se aplicaron diferentes tipos de acondicionamiento. En ciertos casos, dependiendo del tipo de parámetro a analizar, se realizaron diluciones de los residuos en agua, mientras que en otros, fue necesario el molido y secado. En la Tabla 4.1, se enlistan las normas que se siguieron para realizar cada determinación.

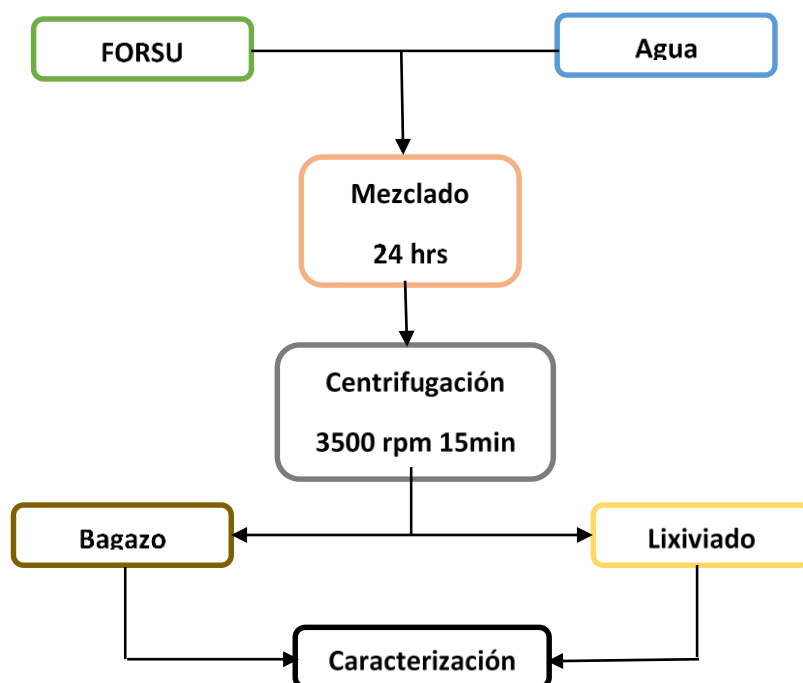


Figura 4.7. Esquema general de extracción de lixiviados

4.3 Potencial bioquímico de metano I

La prueba de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), sirve para cuantificar la cantidad máxima de metano producido por un sustrato en presencia de microorganismos en condiciones anaerobias. En este caso, se evaluó el PBM de los lixiviados y bagazos obtenidos, así como de la FORSU íntegra además del testigo (inóculo anaerobio), que es el lodo que contiene los microorganismos responsables de consumir la materia orgánica contenida en el sustrato para, de esta manera, producir biogás. El inóculo anaerobio se obtuvo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Grupo Modelo.

Tabla 4.1. Métodos utilizados para la determinación de parámetros de caracterización

Parámetro	Norma
Sólidos totales, volátiles y fijos	APHA-AWWA-WPCF (1992) Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater- 20th Edition, Washington. USA. METHOD 1684.
Demanda química de oxígeno	NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
Nitrógeno total Kjeldahl	NMX-AA-026-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
Nitrógeno amoniacal	APHA-AWWA-WPCF (1992) Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater- 20th Edition, Washington. USA. METHOD 4500-NH ₃ B.
Humedad	NMX-AA-016-1984 Protección al Ambiente, Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de Humedad.
Carbono orgánico total	SHIMADZU, TOC-L, 680 °C Combustion Catalytic Oxidation Method Measurement Principles. Documento en línea: http://www.shimadzu.com/an/toc/lab/toc-l4.html

La prueba I se dividió en dos partes; en la primera se evaluó el PBM de los 3 lixiviados y del testigo. En la segunda parte, se determinó el PBM de los 3 bagazos, así como de la FORSU y testigo. Todas las muestras se analizaron por triplicado.

La finalidad de esta prueba, es determinar cuál de las tres muestras de lixiviado es la que produce la mayor cantidad de metano y, con esto, favorecer la generación de metano con un tiempo de retención hidráulica más corto. Cabe mencionar que esta prueba se realizó bajo condiciones mesofílicas, es decir a 35 °C.

Las muestras se analizaron en el equipo de potencial bioquímico de metano AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System de la compañía Bioprocess Control). Los datos del volumen de metano generado se registran automáticamente.

El equipo AMPTS II cuenta con quince reactores de incubación, trampa para CO₂ y H₂S, dispositivo de cuantificación de biogás y un sistema para el registro de datos (Figura 4.8). Los reactores de incubación tienen una capacidad de 650 mL, los cuales son introducidos en un baño maría que permite mantener constante la temperatura. El volumen de gas generado se registra en un sistema de adquisición de datos, por lo que se tiene un registro continuo de la producción de biogás con respecto al tiempo para cada uno de los reactores (Adaptado de Carlos, 2013).



Figura 4.8. Equipo AMPTS II para determinación de potencial bioquímico de metano

La prueba consiste en llenar cada reactor (frasco hermético) con 3 g de SV de sustrato con 6 g de SV de lodos anaerobios para cumplir la relación inóculo/sustrato de 2, la cual se mencionó anteriormente en el capítulo 3. Cada reactor se aforó a un volumen de 300 mL con una solución buffer de fosfatos (fosfato de potasio monobásico y dibásico) para mantener el pH del medio neutro (Figura 4.9).

Se decidió no fijar un tiempo de retención hidráulica (TRH) y dejar a las dos partes del experimento correr hasta que la producción de metano permaneciera lo más constante posible.

4.4 Potencial bioquímico de metano II

Después de llevarse a cabo la prueba de potencial bioquímico de metano I y determinar cuál de los 3 lixiviados produce más metano, se seleccionó esta relación para llevar a cabo la prueba de potencial bioquímico de metano II, la cual se llevó a cabo esta vez bajo condiciones termofílicas (55 °C) con el fin de ver también el efecto de la temperatura en el tratamiento de los lixiviados. Esta prueba consistió en utilizar la misma cantidad de inóculo, buffer y sustrato que en la prueba anterior, pero no se operó el reactor en batch como anteriormente se hizo, sino que ahora la cantidad de sustrato total se dividió en partes iguales para que durante 6 días se alimentara, por etapas, el lixiviado.



Figura 4.9. Reactores listos para la incubación

El propósito de esta prueba fue probar una manera distinta de operar el reactor para determinar de qué manera se puede degradar mejor la materia orgánica alimentada, si en forma batch o por etapas, y así producir mayor cantidad de metano. Básicamente es la misma prueba que el potencial bioquímico de metano I, solo que difiere en la forma de alimentación. El frasco batch opera de la misma manera que la prueba anterior, es decir, se introducen, desde el principio, 3 g de SV de sustrato (lixiviado) mientras que de inóculo se introducen 6 g de SV y se afora con buffer de fosfatos hasta 300 ml; mientras que en el

frasco con alimentación por etapas se introducen los 6 g de SV de lodo anaerobio completos y los 3 g de SV de lixiviado se dividirán 6 partes, para que cada una se alimente diariamente, es decir, se alimentarán 0.5 g de SV cada día.

4.5 Análisis del metano producido

Con el propósito de su posterior análisis, diariamente se obtenía una muestra de biogás de cada reactor. Ya que este trabajo se centra en la importancia de los lixiviados en el tratamiento de la FORSU, se extrajeron muestras de biogás producido, solamente, en la primera prueba de PBM, la cual contenía sólo lixiviados.

Cada reactor contenía dos mangueras, una de ellas estaba conectada al lavador de biogás, y la otra era exclusiva para tomar muestras del gas producido. Esta última contenía un seguro, el cual estaba cerrado mientras el experimento estaba puesto en marcha para evitar fuga de biogás.

Aproximadamente, se tomaban 3 mL de muestra de biogás mediante una jeringa común, la cual, rápidamente, se introducía en un tubo para sangre a vacío Vacutainer (a través del septo), previamente lleno con una solución de NaCl a pH 2, para almacenar la muestra y así evitar su fuga hasta que se realizara su análisis (Figura 4.10).



Figura 4.10. Muestra de biogás almacenada

Se realizó cromatografía de gases con el fin de analizar la proporción de metano presente en las muestras de biogás obtenidas del PBM. Se utilizó un equipo Agilent Technologies 7890A Gas Chromatography System, y una columna de cromatografía de gases de alta resolución J&W Scientific 113-4332 GS-GASPRO. La técnica se llevó a cabo mediante un detector FID (flame ionization detector) y el gas acarreador fue Helio (Figura 4.11).



Figura 4.11. Equipo Agilent Technologies 7890A Gas Chromatography System

5. RESULTADOS

De acuerdo con la metodología propuesta en el capítulo anterior, después del muestreo que se realizó para la obtención de muestras de FORSU se procedió a triturarla para que se pudiera emplear un tamaño de partícula mucho más pequeño. Teniendo la FORSU con un tamaño de partícula adecuado se realizó la caracterización, donde se determinaron los parámetros mencionados en el capítulo 5. Se utilizaron aproximadamente 100 g totales de FORSU para realizar las determinaciones.

5.1 Caracterización

La caracterización se dividió en 3 partes: determinación de parámetros físico-químicos de FORSU e inóculo, de lixiviados y de bagazos. Antes de realizar la caracterización de lixiviados y bagazos se tuvo que llevar a cabo una prueba de humedad a la FORSU para

obtener su peso en base seca y así poder determinar la cantidad agua a utilizar para realizar las extracciones de los lixiviados, sobre los cuales hablaré en el siguiente apartado. Cabe mencionar que en esta sección se presentan los resultados de las 3 secciones de la caracterización y, de esta manera, no hacerlos repetitivos en posteriores apartados.

Para realizar la determinación de parámetros físico-químicos se utilizaron los métodos estándar mencionados en el capítulo 4.

Gracias a la determinación de humedad (Tabla 5.1), se pudo calcular la relación L/S del lixiviado obtenido en la trituración la cual fue de 3.4. En cada kg de FORSU tenemos 224 g, aproximadamente, de sólido y 776 g de agua; si realizamos el cociente de la cantidad de agua contenida en la FORSU entre la cantidad de sólidos de la misma obtenemos la relación L/S de 3.4.

Tabla 5.1. Porcentaje de humedad de la FORSU

Muestra	Masa muestra húmeda (g)	Masa muestra seca (g)	Humedad (%)
FORSU	10.02	2.33	76.73

La FORSU presenta un valor del 76.73% de humedad. El material seco se representa mediante sólidos totales (ST) que están constituidos por la suma de los sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF). La determinación de sólidos para la FORSU, lixiviados, bagazo e inóculo se realizó por duplicado. En la Tabla 5.2 se muestran los promedios de las determinaciones.

La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida aproximada del contenido total de materia orgánica, incluyendo la fracción biodegradable y la no biodegradable, presente en una muestra. En esta determinación analítica se lleva a cabo el proceso de biodegradación que realizan los microorganismos, mediante un proceso de oxidación forzada, utilizando un oxidante químico y métodos debidamente estandarizados. Esta determinación se realizó, tanto a la FORSU como a los lixiviados de relación L/S 5 y 10.

La FORSU resultó con 895.67 mg O₂/kg FORSU; respecto a los lixiviados de L/S 5 y 10, el resultado fue de 737.01 y 501.01 mg O₂/kg lixiviado, respectivamente, lo que significa que el lixiviado L/S 5 contiene más materia orgánica oxidable en comparación al lixiviado L/S 10, esto por una probable saturación de este material en el lixiviado de relación 5.

En la Tabla 5.2, se muestra la relación de los valores obtenidos en lo que se refiere a la cantidad de sólidos totales (ST), sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) de las muestras de FORSU, inóculo, lixiviados y bagazos obtenidos de las extracciones. Como podemos observar, la cantidad de SV es mayor en proporción a los SF, lo que significa que la cantidad de materia orgánica contenida es muy alta por lo que un método de tratamiento biológico es el adecuado para este tipo de sustrato.

Tabla 5.2. Sólidos totales, fijos y volátiles de las muestras de FORSU, lixiviados, bagazo e inóculo

Muestra	ST (g ST/kg de residuo)	SF (g SF/kg de residuo)	SV (g SV/kg de residuo)
FORSU	224.29	18.31	205.98
LIX L/S 3.4	93.69	9.74	83.95
LIX L/S 5	58.84	11.60	47.23
LIX L/S 10	30.52	5.88	24.64
BAG L/S 3.4	104.60	12.53	92.07
BAG L/S 5	241.69	13.97	227.72
BAG L/S 10	246.16	19.73	226.43
INÓCULO	185.46	10.60	174.86

Para la determinación de nitrógeno amoniacal, presente en las muestras de lixiviado, se utilizó el equipo micro Kjeldahl. Para poder llevar a cabo la técnica, las muestras de lixiviado se diluyeron para poder tener una cuantificación adecuada; se tomaron 5 ml de cada lixiviado y se aforaron con agua destilada a 50 mL, es decir, se hizo una dilución 1:10.

En la tabla 5.3 se muestran los resultados aplicando la corrección por el factor de dilución; en ella podemos apreciar que la cantidad de nitrógeno amoniacal por litro de muestra va decreciendo conforme aumenta la relación de agua con FORSU, lo que indica una mayor concentración en la muestra de lixiviado natural. Se puede afirmar que este comportamiento se debe a que en las muestras de relación L/S 5 y 10 hay una menor selectividad de extracción en compuestos nitrogenados.

Tabla 5.3. Nitrógeno amoniacal N-NH₄⁺ presente en los lixiviados

Muestra	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
Lixiviado L/S 3.4	616.23
Lixiviado L/S 5	448.61
Lixiviado L/S 10	168.09

Para cuantificar el carbono orgánico total (COT) de los 3 lixiviados extraídos se hicieron diluciones 1:10. En la segunda dilución, la proporción final fue de 1:100. En la tabla 5.4 se muestran los datos arrojados por el equipo ya corregidos con el factor de dilución. En la tabla podemos apreciar el mismo comportamiento presentado por lo datos en la determinación de nitrógeno amoniacal, mientras crece la relación L/S, la concentración de COT disminuye, aunque esto no significa necesariamente que la cantidad de carbono contenido en la muestra sea menor en cada relación.

Tabla 5.4. Carbono orgánico total presente en los lixiviados

Muestra	COT (g/L)
Lixiviado L/S 3.4	48.10
Lixiviado L/S 5	21.03
Lixiviado L/S 10	15.17

5.2 Extracción de lixiviados

Para determinar el nivel de arrastre del material orgánico soluble presentes en la FORSU, así como las condiciones que favorecen una mayor solubilidad de este, se realizó una extracción de lixiviados a diferentes relaciones de Agua/FORSU. Por recomendación del método 1316 de la EPA (2012), *Liquid-solid partitioning as a function of liquid to solid ratio in solid materials using a parallel batch procedure*, se decidió extraer lixiviados con una relación L/S 5 y lixiviados con L/S 10, además de utilizar el lixiviado *natural* obtenido durante la trituración de la FORSU del cual también se determinó su L/S mediante la prueba de humedad.

Para poder calcular la cantidad de FORSU y agua a utilizar en cada extracción se realizó la determinación de humedad y sólidos, puesto que la FORSU contiene agua en su mayoría. Ya determinada la cantidad de agua contenida en la FORSU, calculamos cuánta agua más se necesita agregar para completar la proporción L/S 5 y 10. En el caso del lixiviado *natural*, mediante la humedad se determinó su L/S; en cada kg de FORSU tenemos 224 g, aproximadamente, de sólido y 776 g de agua; si realizamos el cociente de la cantidad de agua contenida en la FORSU entre la cantidad de sólidos de la misma obtenemos la relación L/S de 3.4. En la tabla 5.5 se muestran los volúmenes utilizados para cada relación L/S.

Tabla 5.5. Cantidad de FORSU y agua en las distintas relaciones L/S

Relación L/S	FORSU (g)	AGUA (mL)
5	400	137.6
10	400	584

5.3 Potencial bioquímico de metano I

Como se mencionó en la metodología, se realizaron dos pruebas de potencial bioquímico de metano; la primera de ellas tuvo como fin el determinar cuál de las 3 relaciones de lixiviado es la que contiene una mayor cantidad de materia orgánica soluble y por lo tanto, la que más metano produce. Al mismo tiempo, se determinó el potencial bioquímico de metano de los bagazos correspondientes a cada lixiviado para comprobar que en verdad se arrastró materia orgánica soluble.

A continuación se presentan los gráficos generados por los datos obtenidos en el PBM I. En primer lugar, se muestra la gráfica de producción acumulada de metano por los lixiviados (Figura 5.1), en la cual podemos observar que el lixiviado con relación L/S de 10 fue el que mayor cantidad de metano generó, atendiendo a la hipótesis de que si agregábamos más agua a la FORSU, ésta extraería más material orgánico soluble. También cabe resaltar que el lixiviado natural (L/S 3.4) fue el que presentó la producción más rápida al inicio de la prueba para después estabilizarse y tener la producción acumulada más baja.

La Figura 5.2 muestra la producción de metano acumulada del bagazo, además de la producción acumulada por la FORSU íntegra (sin extracciones). En ella se puede observar que el bagazo remanente de la extracción de lixiviado natural (L/S 3.4) fue el que más produjo metano, en contraparte al lixiviado que fue el que menos produjo de los 3. Esto se debe a que gran parte de la materia orgánica soluble quedó retenida en el bagazo al quedar saturada el agua presente en la FORSU y, por consiguiente, se extrajo muy poco material orgánico soluble.

También se observa que el que menos producción de metano tuvo fue el bagazo con relación de L/S 5, lo cual no concuerda con el resultado de su respectivo lixiviado, ya que se esperaba que el que menos produciría sería el bagazo de L/S 10. Una posible explicación es que el bagazo 5 se empezó a degradar antes de realizar la prueba, lo que no permitió conocer su potencial real de producción de metano.

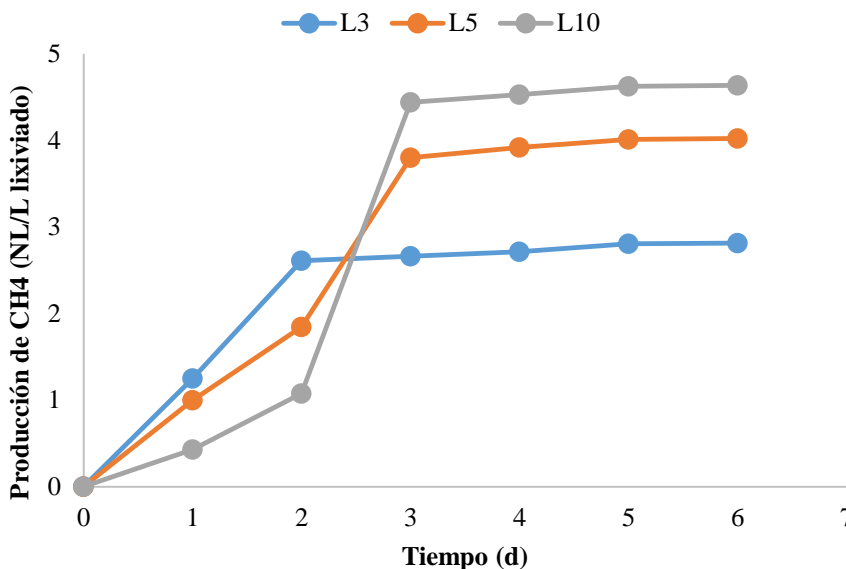


Figura 5.1. Producción acumulada de metano en los lixiviados

Podemos observar que el comportamiento de las gráficas de las Figuras 5.1 y 5.2 no es el mismo; en la Figura 5.1, la gráfica de producción de metano en lixiviados tiene un comportamiento sigmoideo, el cual se debe a que en los lixiviados existe todo tipo de materia orgánica disuelta, de cadena corta y larga, es decir, es un sustrato heterogéneo. Este sustrato heterogéneo da lugar al crecimiento diaúxico de enzimas, es decir, se producen enzimas para degradar el sustrato menos complejo y cuando este se termina, la producción de biogás entra en un estado de “inactividad” mientras se producen nuevas enzimas para degradar el sustrato más complejo, donde se vuelve a registrar producción de metano continua, por eso el comportamiento sigmoideo de la gráfica. En la Figura 5.2, la gráfica de producción de metano en bagazos tiene un comportamiento hiperbólico, y esto se debe a que en los bagazos existe, en su mayoría, materia orgánica de cadena larga, es decir, es un sustrato más homogéneo por lo que se produce metano de una manera continua durante toda la prueba de potencial bioquímico de metano.

En la Figura 5.3 se muestra la producción de metano puntual (por día) de los lixiviados, bagazos y FORSU. En el caso de los lixiviados, el día que se presentó la mayor producción

fue entre el segundo y tercer día; los bagazos y la FORSU produjeron más metano el primer día de la prueba.

A partir de estos resultados, se eligió al lixiviado de relación L/S 10 como el mejor sustrato, con mayor cantidad de materia orgánica soluble contenida, el que mayor cantidad de metano produjo y por lo tanto, el que se utilizará en la prueba 2 de potencial bioquímico de metano.

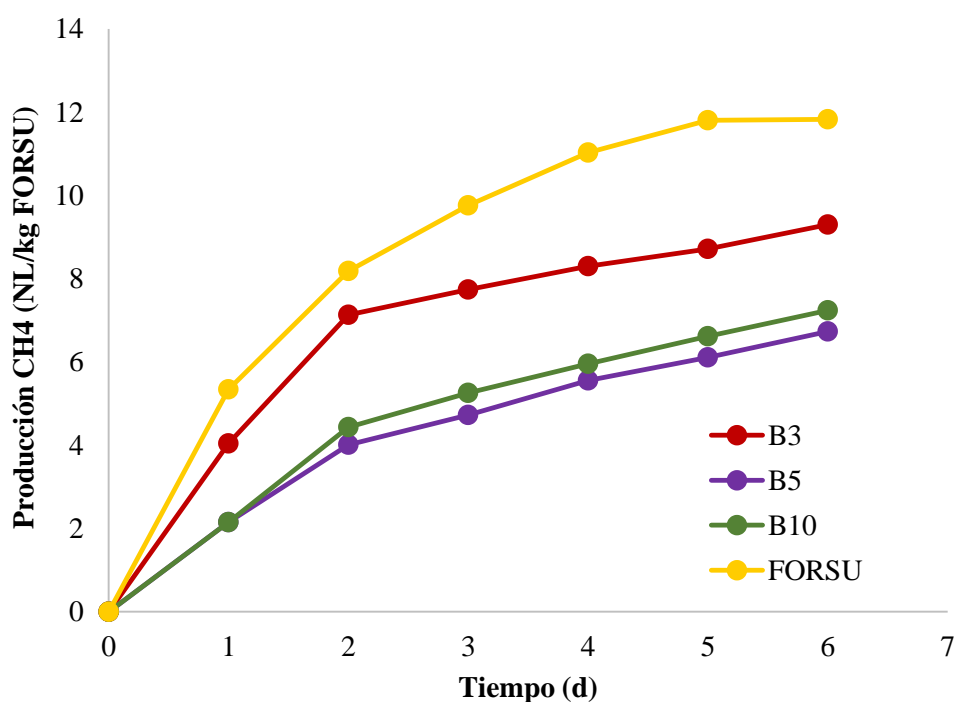


Figura 5.2. Producción de metano acumulada por el bagazo y la FORSU

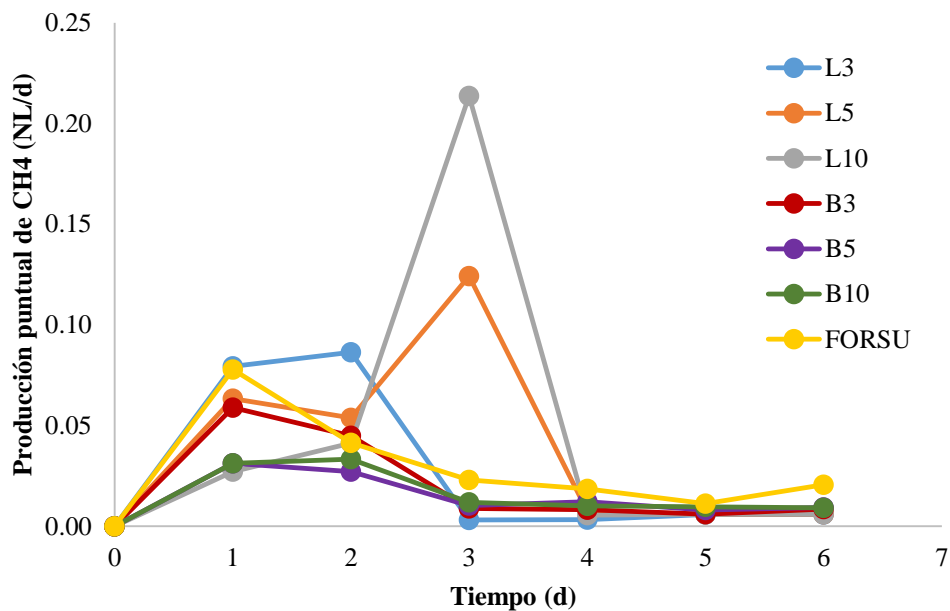


Figura 5.3. Producción de metano por día

5.4 Potencial bioquímico de metano II

Para la segunda prueba de PBM se utilizó solamente, como sustrato, al lixiviado de L/S 10 y se cambió la temperatura de incubación de los reactores a 54 °C (temperatura termofílica). El fin de esta prueba fue determinar qué manera de alimentación de sustrato es más factible para poder aprovechar ampliamente el potencial de las *Archaeas metanogénicas* y así producir más cantidad de biogás. También se probó la influencia de la temperatura de incubación de los reactores en la producción de biogás y se comparó con la primera prueba.

En el capítulo 4, se describen las formas de alimentación que se probaron y como se prepararon los reactores correspondientes con el lixiviado L/S 10.

En la Figura 5.4 se muestra el comportamiento de la producción de metano de cada reactor a lo largo de los 10 días que duró la prueba. Se observa que el reactor con alimentación *batch* tuvo una producción mayor el primer día para luego estabilizarse, y luego para el día 4 al 6 producir biogás de forma exponencial para después mantener una producción constante hasta el final de la prueba. Mientras, el reactor con alimentación *por etapas* tuvo

una producción de metano exponencial, manteniéndose por debajo de la curva del reactor *batch* hasta el día 8 de operación en el cuál se registró una mayor producción superando la curva mencionada (Figura 5.5).

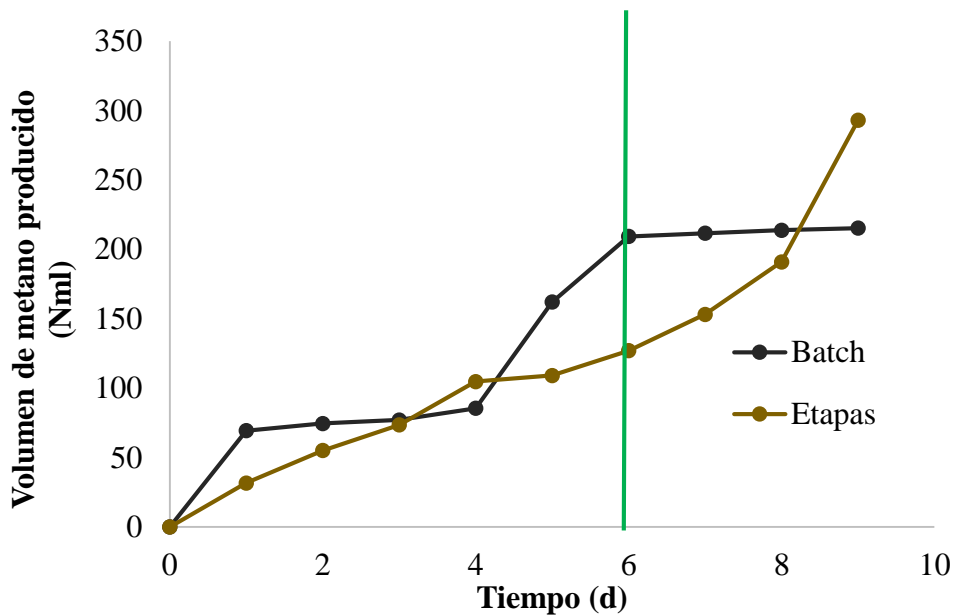


Figura 5.4. Producción de metano durante la segunda prueba de potencial bioquímico de metano

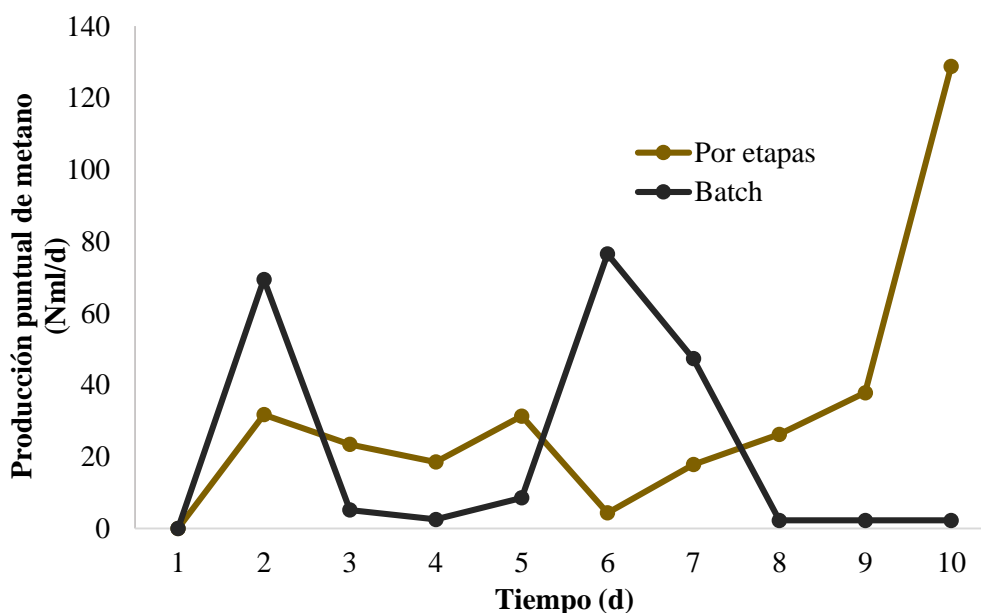


Figura 5.5. Producción puntual de metano en el PBM II

5.5 Caracterización del digestato

Después de efectuadas las pruebas de potencial bioquímico de metano, se realizaron algunas determinaciones de caracterización para el digestato, producto de la digestión anaerobia, que quedó en los reactores.

Los resultados de la determinación de sólidos de la primera prueba de PBM se muestran en la tabla 5.6.

Tabla 5.6. Sólidos totales, fijos y volátiles del digestato del PBM de los lixiviados

Muestra	ST (g ST/kg de digestato)	SF (g SF/kg de digestato)	SV (g SV/kg de digestato)
Lix L/S 3.4	50.99	37.46	13.52
Lix L/S 5	34.38	26.57	7.81
Lix L/S 10	60.31	46.58	13.73

Comparando los resultados de los sólidos de los lixiviados obtenidos antes de la prueba de PBM con los obtenidos después de la prueba, podemos observar una notable disminución de ST y SV, lo que significa un alto grado de biodegradabilidad del sustrato alimentado, lo que después sería convertido en biogás (Figuras 5.6, 5.7 y 5.8).

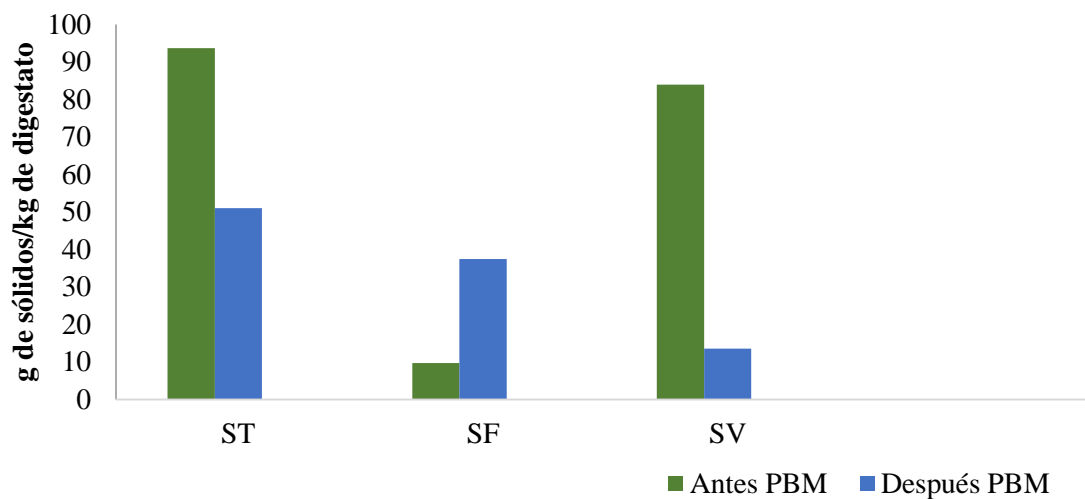


Figura 5.6. Determinación de sólidos para el lixiviado natural antes y después del PBM

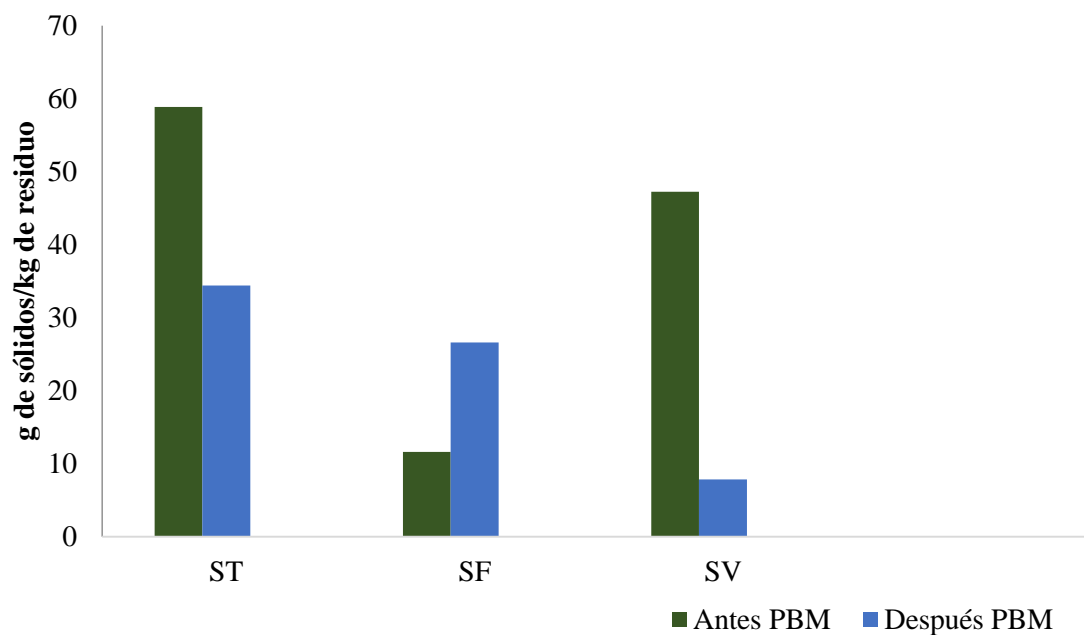


Figura 5.7. Determinación de sólidos para el lixiviado L/S 5 antes y después del PBM

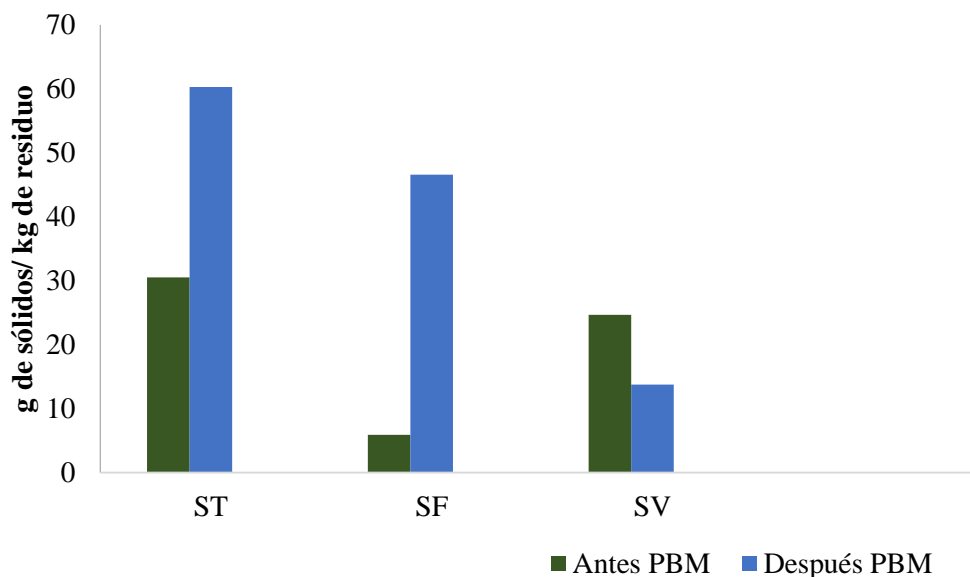


Figura 5.8. Determinación de sólidos para el lixiviado L/S 10 antes y después del PBM

También se determinó la relación α , que es un parámetro de monitoreo de los reactores para evitar inhibiciones por carbonatos y ácidos grasos volátiles. Esto consiste en tomar una muestra del digestato y titular con Ácido Sulfúrico 0.08 N hasta pH 5.75 y registrar el volumen; seguir titulando hasta pH 4.3 y registrar el volumen total de ácido utilizado. Para calcular el valor de α , se divide el volumen utilizado para pH 5.75 entre el volumen total y el cociente obtenido es el valor de α . Si el valor se encuentra en un rango de 0.65 a 0.75, significa que el reactor operó de manera adecuada y no se presentaron inhibiciones.

En la tabla 5.7, se muestran los valores promedio de α para los 3 tipos de lixiviado.

Tabla 5.7. Valores de α para los digestatos de la PBM I

Muestra	α
Digestato L/S 3.4	0.68
Digestato L/S 5	0.67
Digestato L/S 10	0.67

Ya que los tres digestatos obtuvieron valores entre el rango permitido, significa que la prueba se llevó a cabo de manera adecuada y no se presentó inhibición alguna.

5.6 Cinética de producción de metano

Después de realizar toda la parte experimental planeada, se decidió hacer un estudio cinético para determinar la rapidez con que las archeas metanogénicas produjeron el biogás durante la prueba de PBM I para los 3 diferentes sustratos (lixiviados).

Para el estudio cinético se utilizó el modelo de Michaelis-Menten, del cual ya se habló en el capítulo 3, adaptado al diagrama de Lineweaver-Burk.

Se tomaron en cuenta las primeras 12 horas de producción para poder llevar a cabo este análisis. El diagrama de Lineweaver-Burk para la producción de biogás, con lixiviados como sustrato, se presenta en la Figura 5.9.

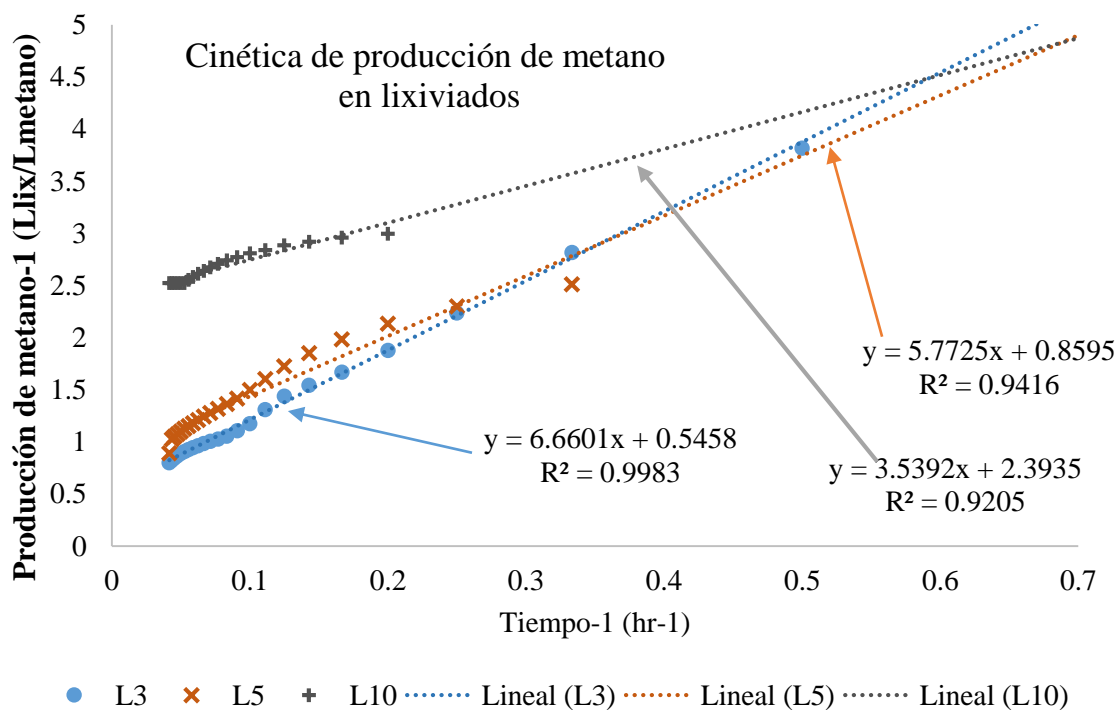


Figura 5.9. Diagrama de Lineweaver-Burk para la producción de biogás de lixiviados

Tomando en cuenta la pendiente y la ordenada al origen de la ecuación de la recta de cada una de las curvas, se calculó la K_m y el $V_{m\acute{a}x}$ (Volumen máximo de producción) de producción de lixiviados utilizando la modificación de Lineweaver-Burk para el modelo de Michaelis-Menten:

$$\frac{1}{V} = \frac{K_m}{V_{m\acute{a}x}} \frac{1}{t} + \frac{1}{V_{m\acute{a}x}}$$

en donde V es el volumen de metano producido; t es el tiempo en que se registró la producción; K_m es la constante de Michaelis-Menten y $V_{m\acute{a}x}$ es el volumen máximo producido de metano por unidad de tiempo (no confundirse con el volumen máximo total producido).

Los valores de K_m y de $V_{m\acute{a}x}$ se muestran en la tabla 5.8.

Tabla 5.8. Valores de K_m y $V_{m\acute{a}x}$ para la producción de lixiviados

Parámetro	Lixiviado 3	Lixiviado 5	Lixiviado 10
K_M	12.202	6.716	1.478
$V_{m\acute{a}x}$	1.832	1.163	0.418

Se puede observar que la curva del lixiviado natural (lixiviado 3) arroja el valor de K_m más alto de los 3 lixiviados, esto quiere decir que su producción se lleva a cabo de manera más rápida y por lo tanto se obtiene mayor cantidad de metano en las primeras 12 horas.

6 CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos durante este trabajo experimental, se concluye que el lixiviado natural es el que presenta más saturación de materia orgánica soluble, lo que provoca que obtenga los valores más altos en las determinaciones de sólidos, nitrógeno amoniacal, DQO, y COT; mientras que el lixiviado L/S 10, al contrario, no alcanzó una saturación en el agua que fue añadida, lo que provocó que los valores de las determinaciones fueran los menores.

En la determinación de sólidos, el lixiviado natural es el que presenta la mayor cantidad de sólidos volátiles (89.6% de los sólidos totales), mientras que el lixiviado L/S 5 y el lixiviado L/S 10 obtuvieron el 80.2% y 80.7% respectivamente, lo que indica una mayor saturación en el lixiviado natural y no así en las otras dos muestras. En cambio, en las muestras de bagazo, los sólidos totales aumentaron en comparación con los de la FORSU, lo que indica que al realizar la centrifugación de las muestras de L/S 5 y L/S 10, se arrastró más material disuelto en el bagazo, dejando a éste con, aproximadamente, el 24% de

sólidos totales, 2% más que la FORSU completa. Cabe aclarar que al lixiviado natural no fue necesario realizarle una centrifugación ya que éste se obtuvo durante la trituración de la FORSU y no fue producto de una extracción.

En lo que se refiere a la producción de metano, el lixiviado natural presentó mayor generación en los primeros dos días debido a la saturación, ya mencionada, de materia orgánica soluble; en cambio, los lixiviados L/S 5 y L/S 10 incrementan la producción después del tercer día, debido a la poca saturación de materia orgánica soluble en el líquido además de que, probablemente, debido al tiempo que se dejó mezclando la FORSU con agua, durante la extracción se arrastró otro tipo de material orgánico que se degrada más lentamente, lo que provocó que incrementara la producción de metano del lixiviado L/S 10 siendo éste el que mayor cantidad de metano produjo y por lo tanto, elegido para ser el sustrato en la segunda prueba de PBM.

Por su parte, la producción de metano en los bagazos presenta un comportamiento inverso, es decir, el bagazo resultante de la extracción del lixiviado L/S 10 fue el que generó la menor producción debido a que poco material orgánico quedó en la muestra después de la extracción; en cambio, el bagazo del lixiviado natural fue el que produjo más metano, igualmente, debido a que gran cantidad de materia orgánica quedó retenida por la saturación del líquido natural de la FORSU.

En cuanto a la segunda prueba de potencial, la alimentación por etapas, se considera como una mejor alternativa ya que se registró una producción de metano mayor comparada con el reactor al cual se alimentó todo el sustrato desde el principio. Esto sucede ya que al alimentar gradualmente el lixiviado, es mejor aprovechado por los microorganismos que intervienen en el proceso de digestión anaerobia. Además, también se observa que la operación del equipo a condiciones termofílicas es mejor, ya que acelera la producción de metano sin presentarse alguna perturbación o inhibición

Por último, se concluye que la extracción del material orgánico mediante la adición de agua es recomendable cuando se cuenta con el tiempo y los recursos necesarios para esperar una buena producción. En cambio, si lo que se quiere es una rápida producción sin importar la

proporción, es mejor tratar el lixiviado natural, sin realizar ninguna adición de agua además de llevar a cabo el proceso a condiciones termofílicas (55 °C).

7 RECOMENDACIONES

Después de la conclusión de este trabajo experimental, las recomendaciones propuestas para hacer de los resultados de este proyecto aún mejores son las siguientes:

- ✚ Hacer las extracciones de material orgánico soluble con agua residual ya que de esta manera se podría realizar un doble tratamiento y probablemente se incremente la cantidad de metano producido.
- ✚ Este procedimiento podría resultar provechoso siempre y cuando el tiempo de contacto entre la FORSU y el medio extractor, en este caso el agua residual, sea lo más prolongado posible y mediante una agitación continua y uniforme.

8 REFERENCIAS

Ahring, B., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Science Technology* 25, 311-318.

Angelidaki, I., Ellegard, L., Ahring, B. (2003). Applications of the anaerobic digestion process. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology* 82, 1-33.

Banks, C., Humphreys, P. (1998). The anaerobic treatment of a lignocellulosic substrate offering little natural pH buffering capacity. *Water Science and Technology* 38, 29-35.

Bardiya, N., Somayaji, D., Khanna, S. (1996). Biomethanation of banana peel and pineapple waste. *Bioresource Technology* 58, 73-76.

BID (1997). Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington, E.U.A.

Benítez, M., Suárez, J., Fernández, M. (2009). Elaboración de una metodología para el estudio experimental de la digestión anaerobia de agroresiduos, en particular residuos cañeros.

Braun, R. (1982). Biogas-Methangärung organischer abfallstoffe. *Springer Verlag*. Viena.

Brinkman, J. (1999). Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. Proceedings of the II International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona, España, 190-191.

Carlos, S. (2013). Tratamiento térmico de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México para la producción de biogás. Tesis de maestría, UNAM.

Chugh, S., Chynoweth, D., Clarke, W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. (1999). Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology* 69, 103-115.

Colomer, F., Gallardo, A. (2007). Tratamiento y gestión de residuos sólidos. Edit. Limusa.

De Baere, L., Mattheeuws, B., Velghe, F. (2010). State of the art of anaerobic digestion in Europe. IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México.

Fachagentur Nachwachsen Rohstoffe (2010). Guía sobre el biogás. FNR, Abt. Öffentlichkeitsarbeit, Alemania.

Francois, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G. (2006). Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* B137, 1008-1015.

Hansen, T., Schmidt, J., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J., Mosbæk, Christensen, T. (2004). *Waste Management* 24, 393-400.

Hao, Y., Wu, W., Wu, S., Sun, H., Chen, Y. (2008). Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation. *Process Biochemistry* 43, 108-112.

Hendriks, A., Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology* 100, 10-18.

Hilkiah, A., Ayotamuno, M., Eze, C., Ogaji, S., Probert, S. (2008). Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid waste. *Applied Energy* 85, 430-438.

Kalbe, U., Berger, W., Eckardt, J., Simon, F. (2008). Evaluation of leaching and extraction procedures for soil and waste. *Waste Management* 28, 1027-1038.

Kaltschmidt, M., Hatmann, H. (2001). Energie aus biomasse Grundlagen, Techniken and verfahren. *Springer Verlag*, Berlín.

Kübler, H., Schertler, C. (1994). Three-phase anaerobic digestion of organic wastes. *Water Science and Technology* 12, 367-374.

Lebuhn, M., Bauer, C., Gronover, A. (2008). Probleme der biogasproduktion aus nachwachsender rohstoffen im longzeitbetrieb und molekularbiologische analytik. *VDLUFA-Schriftenreihe* 64, 118-125.

Lesteur, M., Bellan-Maurel, V., González, C., Latrille, E., Roger, J., Junqua, G., Steyer, J. (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry* 45, 431-440.

LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación, 2003.

Li, Y., Park, S., Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Review* 15, 821-826.

López, M., Villa, P., Escobedo, R. (2004). El comportamiento de reactores anaerobios de residuos sólidos a través de ensayos microbiológicos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* 35.

Mata, J., Cecchi, F., Llabres, P., Pavan, P. (1992). Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic waste. *Bioresource Technology* 39, 39-48.

Mosey, F. (1983). New developments in the anaerobic treatment of the industrial waste. *Effluent Water Treatment Journal* 23, 85-93.

Nayano, S., Winter, J., Gallart, C. (2010). Anaerobic digestion of pressed of leachate from the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 30, 1828-1833.

Parodi, A., Feuillade-Cathalifaud, G., Pallier, V., Mansour, A. (2011). Optimization of municipal solid waste leaching test procedure: Assessment of the part of hydrosoluble organic compounds. *Journal of Hazardous Materials* 186, 991-998.

Raghab, S., Ab El Meguid, A., Hegazi, H. (2013). Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *Housing and Building National Research Center* 9, 187-192.

Rodríguez, M., Córdova, A. (2006). Manual de compostaje municipal. Instituto Nacional de Ecología. México, 2006.

Sanphoti, N., Towprayoon, S., Chaiprasert, P., Nopharatana, A. (2006). The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. *Journal of Environmental Management* 81, 27-35.

Segel, I. (2014). Enzyme kinetics. *Encyclopedia of Biological Chemistry* (2da. Edición), 216-220.

Soto, M., Méndez, R., Lema, J. (1993). Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research* 27, 1361-1376.

Strigul, N., Dette, H., Melas, V. (2009). A practical guide for optimal designs of experiments in the Monod model. *Environmental Modelling & Software* 24, 1019-1026.

Suthar, S., Singh, P. (2014). Household solid waste generation and composition in different family size and socio-economic groups: A case study. *Sustainable Cities and Society* 14, 56-63.

Weiland, P. (2001). Grundlagen der methangärung biologie and substrate. *VDI-Berichte* 1620, 19-32.

Wellinger, A., Baserrga, U., Edelmann, W., Egger, K., Seiler, B. (1991). Biogas-handbuch. *Verlag Wirz*. Berlín.