



**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**FACULTAD DE BIOLOGÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Recirculación de Lixiviados de Alta Carga Orgánica Bajo
Régimen Mesofílico**

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presenta la

I.B.Q Donaji Stephany Flores González

Directora de Tesis:

Dra. Liliana Márquez Benavides

Codirector de Tesis:

Dr. Germán Cuevas Rodríguez

Morelia, Michoacán, Diciembre del 2011



Este trabajo de investigación se llevó a cabo en el laboratorio de residuos sólidos perteneciente al Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Bajo la dirección de la Dra. Liliana Márquez Benavides y la codirección del Dr. Germán Cuevas Rodríguez.

RESUMEN

En los últimos años, se ha elegido a los rellenos sanitarios como la principal forma de disposición de los RSU por la facilidad de operación y porque es relativamente económico, pero requiere de más de 30 años para su estabilización después de clausurado. Además de esto, presenta algunas desventajas como son: la generación de lixiviados altamente contaminados; y el biogás con alto contenido de metano. Tanto los lixiviados como el biogás generado pueden ser dirigidos a un tratamiento o aprovechamiento según sea el caso (aprovechamiento energético y acelerar los tiempos de estabilización de los residuos en el RESA).

A pesar de que existen varios trabajos de investigación sobre el tratamiento de lixiviados y la generación de biogás rico en metano son escasos los trabajos que hablan del tratamiento de lixiviados de altas cargas orgánicas ($40 \text{ g/L} \pm 5$).

El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto que tiene sobre la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos la recirculación de lixiviados con alta carga orgánica (36 a 40 g/L), bajo condiciones anaerobias a tres diferentes temperaturas del régimen mesofílico: 20°C , 30°C y 40°C .

La fase de experimentación se dividió en 4 etapas, realizando para esto la construcción de 6 digestores anaerobios de PVC. La primera etapa constó de armar y empacar los reactores con la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, en la segunda etapa se puso en marcha la recirculación de los lixiviados sobre las columnas empacadas, la tercer etapa fue el muestreo tanto en el líquido efluente como en el biogás generado (semanalmente) para llevar a cabo las determinaciones correspondientes; la cuarta etapa corresponde a la realización de un experimento alterno para conocer el potencial bioquímico de los lixiviados.

Con base a los resultados obtenidos de pH, DQO y contenido de metano, fue posible delimitar las distintas fases de la degradación anaerobia. La fase metanogénica acelerada se alcanzó en tan solo 21 días para los reactores a temperaturas de 30°C y 40°C y se mantuvo en incremento hasta el día 70 alcanzando un contenido de metano de 100%.

DEDICATORIAS

- ♥ A la persona más importante en mi vida: **Valeria** González Flores, por haber sido un motor tan maravilloso para mi superación y la de toda mi familia.

- ♥ A **Rafael** González Maya: gracias a ti comprendí que querer es poder.

- ♥ A mi madre **Matilde** González Salmerón y a mi padre **Sergio** Flores Rubio: ustedes saben que sin su ayuda nunca hubiera podido llevar a cabo esta maestría, los amo y les agradezco infinitamente haberme dado tan maravilloso ejemplo de vida.

- ♥ A mis hermanos y sobrina **Sergio, Cristina y Ayme**: por hacer siempre el esfuerzo de mantener a nuestra familia unida, por el apoyo moral y por todo su cariño.

- ♥ A la Dra. **Liliana** Márquez Benavides: porque de quien menos se espera uno.....triunfa.

AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por facilitarme las instalaciones adecuadas para el desarrollo de la investigación, así como al Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales.
- A CONACyT por la beca otorgada: 49059
- Al Proyecto: GTO-2009-C02-119987. FOMIX del Estado de Guanajuato. Convenio: 09-16-A-074.
- A Dios por el “día a día”.
- A mis padres, por todo su apoyo y comprensión.
- A mi esposo por su paciencia y apoyo.
- A mi asesora la Dra. Liliana Márquez Benavides, por todo su tiempo, su trabajo, su apoyo, pero sobre todo por su amistad.
- A mi co-asesor el Dr. Germán Cuevas Rodríguez por la todo el apoyo que me proporcionó y sobre todo por su comprensión.

ÍNDICE

RESUMEN	i
DEDICATORIAS	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABLAS	v
NOMENCLATURA.....	vi
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1 MARCO TEÓRICO.....	2
1.1.1 Relleno sanitario	3
1.1.2 Procesos biológicos en un relleno sanitario	3
1.1.2.1 Fase aerobia	4
1.1.2.2 Fase fermentativa o fase de transición.....	5
1.1.2.3 Fase ácida.....	6
1.1.2.4 Fase metanogénica acelerada	6
1.1.2.5 Fase metanogénica estable	7
1.2 FACTORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAN LA DEGRADACIÓN DE RSU	7
1.2.1 Humedad.....	7
1.2.2 Oxígeno.....	8
1.2.3 Temperatura.....	9
1.2.4 Potencial Óxido-Reducción	9
1.2.5 pH.....	9
1.3 FORMACIÓN DE BIOGÁS	10
1.3.1 Composición del biogás formado en un relleno sanitario	12
1.4 FORMACIÓN DE LIXIVIADOS.....	13
1.4.1 Composición de los lixiviados.....	13
1.4.1.1 Nitrógeno.....	15
1.4.1.2 Metales pesados	15

1.4.1.3 <i>Metabolitos solubles</i>	15
1.4.1.4 <i>Microorganismos</i>	16
1.4.2 Factores que influncian la composición del lixiviado	16
1.4.3 Factores que influncian la cantidad del lixiviado	18
1.5 TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS	19
1.5.1 Reactores Aerobios.....	20
1.5.2 Tratamientos anaerobios.....	20
1.5.2.1 <i>Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)</i>	20
1.5.2.2 <i>Filtros anaerobios</i>	21
1.5.3 Oxidativos (<i>Fenton</i>).....	22
CAPÍTULO 2	24
ANTECEDENTES	24
2.1 RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS	24
2.2 JUSTIFICACIÓN	27
2.3 OBJETIVOS	28
2.3.1 OBJETIVO GENERAL.....	28
2.3.2 OBJETIVOS PARTICULARES	28
2.4 HIPÓTESIS	28
CAPÍTULO 3	29
METODOLOGÍA	29
3.1 PLAN GENERAL DE LA INVESTIGACIÓN.....	29
3.2 FASE 1. Montaje de Reactores	30
3.2.1. Obtención de la FORSU y lixiviados.	30
3.2.2 Caracterización de las muestras.	30
3.2.3. Empacado de los reactores.....	31
3.2.4 Construcción del sistema de recirculación de lixiviados	32
3.3 RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS	33
3.3.1 Humidificación de los reactores.....	33
3.3.2 Inicio de recirculación en los reactores	33
3.4 FASE 3. TÉCNICAS ANALÍTICAS	33
3.4.1 Determinación de humedad de la FORSU	33

3.4.2 Sólidos totales (ST), en lixiviados.....	33
3.4.3 Sólidos totales volátiles (STV), en lixiviados	34
3.4.4 pH.....	34
3.4.5 Demanda química de oxígeno (DQO)	34
3.4.6 Ácidos Orgánicos Volátiles (AOV's)	34
3.4.7 Porcentaje de metano (30-90Meth).....	35
3.5 FASE 4. Montado de ensayos de Potencial Bioquímico de Metano .	36
3.5.1 Selección del inóculo.....	36
3.5.2 Preparación de los ensayos PBM	36
3.5.3 Pruebas de potencial bioquímico de metano	36
3.5.4 Cálculos	37
3.5.4.1 <i>Estimación estequiométrica del potencial bioquímico de metano en fase líquida</i>	37
CAPÍTULO 4	39
RESULTADOS	39
4.1 CARACTERIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	39
4.1.1 Caracterización de la FORSU.	39
4.2 CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS RECIRCULADOS	40
4.2.1 Dinámica de la DQO y pH en los lixiviados recirculados.....	40
4.2.2 Dinámicas de ácidos orgánicos volátiles en los lixiviados recirculados	44
4.3 CONTENIDO DE METANO EN EL BIOGÁS.....	46
4.4 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DE LOS LIXIVIADOS	49
CONCLUSIONES	50
OBJETIVO GENERAL.....	53
OBJETIVOS PARTICULARES	53
REFERENCIAS	54
APÉNDICES	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Jerarquía del marco legal ambiental en México	2
Figura 2.	Esquema de los procesos biológicos dentro de un relleno sanitario	4
Figura 3.	Balance de DQO de la fracción orgánica en un RESA	11
Figura 4.	Factores que determinan la producción de lixiviado de un RESA	19
Figura 5.	Dinámicas de pH en los lixiviados efluentes a 3 diferentes temperaturas	41
Figura 6.	Dinámicas de DQO en los lixiviados, en los reactores a 3 diferentes temperaturas	42
Figura 7.	Sólidos totales en los lixiviados efluentes de los reactores a 3 diferentes temperaturas	43
Figura 8.	Sólidos totales volátiles en los reactores a 3 diferentes temperaturas.	44
Figura 9a.	Contenido de ácido acético en los lixiviados recirculados	45
Figura 9b.	Contenido de ácido propiónico en los lixiviados recirculados	45
Figura 10.	Porcentaje de contenido de metano en el biogás muestreado, en los reactores a 3 diferentes temperaturas	46
Figura 11.	Producción acumulada de metano por kilogramo de sólidos volátiles agregado, en los reactores anaerobios a 3 diferentes temperaturas.	48

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.	Composición típica del biogás de un RESA	13
Tabla 2.	Características del lixiviado de rellenos sanitarios	14
Tabla 3.	Porcentaje promedio de FORSU y su equivalente en peso	32
Tabla 4.	Diseño experimental en los 6 reactores empacados	33
Tabla 5.	Caracterización final de la FORSU empacada y sometida a régimen de recirculación.	40
Tabla 6.	Recopilación de reportes de producción de metano en procesos anaerobios	47
Tabla 7.	Conformación porcentual de la FORSU	61
Tabla 8.	Promedio de: pH, ST y STV en los reactores en el régimen mesofílico	71
Tabla 9.	Promedio de DQO, en los reactores en el régimen mesofílico	73
Tabla 10.	Promedio del porcentaje de metano en los reactores	74
Tabla 11.	Seguimiento de la producción de biogás en los reactores anaerobios	75
Tabla 12.	Comparación del potencial teórico de metano y potencial bioquímico de metano obtenido en los ensayos PBM.	76

NOMENCLATURA

AGV's	Ácidos grasos volátiles
DA	Digestión anaerobia
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
FORSU	Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos
RSU	Residuos sólidos urbanos
ST	Sólidos totales
STV	Sólidos totales volátiles

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Actualmente, México enfrenta una aguda problemática ambiental relacionada con los residuos sólidos, dicha problemática se ve reflejada anualmente por el incremento en la generación y en la inadecuada disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU). Según datos proporcionados por la SEMARNAT (2009), mediante el Programa Nacional de Prevención y Gestión Integral de Residuos, se estima que en México se generan alrededor de 94,800 toneladas diarias, equivalentes a 34.6 millones de toneladas anuales. Para comprender la amplitud del problema mencionado, basta con definir e identificar qué es un residuo sólido urbano, y de acuerdo a la LGPGIR los RSU son aquellos 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 (SEMARNAT 2007, LGPGIR 2007).

A pesar de que la legislación ambiental aplicable en México está constituida por una organizada y bien definida jerarquía (Figura 1), estas leyes resultan ineficientes en cuanto a la gestión de los residuos sólidos en general, y específicamente para los RSU, debido a que existen varios problemas, cuyas soluciones dependen de responsabilidades compartidas, entre los gobiernos municipales, la iniciativa privada y la sociedad, para fomentar el uso de sistemas como el de las 3Rs, reducir los volúmenes que son depositados en tiraderos indiscriminadamente, fomentar el uso de lugares destinados a la disposición final de desechos (rellenos sanitarios), en los cuáles existan medidas para reducir los problemas generados por los tiraderos , entre otros.



Fuente: Programa Nacional de Prevención y Gestión Integral de Residuos

Figura 1. Jerarquía del marco legal ambiental en México.

Para resaltar la importancia del estudio del tema y como parte de la revisión bibliográfica realizada, hay temas importantes que proporcionan herramientas teóricas muy adecuadas al estudio de la problemática ambiental generada por los RSU, como es el caso de los factores abióticos que afectan las reacciones dentro de los rellenos sanitarios, la formación de biogás y lixiviados (subproductos de un RESA) así como los tratamientos a los que dichos lixiviados se pueden someter, “lo que se desarrolla en la sección de marco teórico y antecedentes a continuación”.

1.1 MARCO TEÓRICO

Para lograr entender la forma en la que funciona el tratamiento de lixiviados mediante su recirculación, es necesario tocar algunos temas los cuales se presentan brevemente en el marco teórico.

1.1.1 Relleno sanitario

El relleno sanitario es actualmente uno de los métodos más utilizados para la disposición de RSU, comúnmente más del 80% de los residuos son dispuestos en los rellenos sanitarios sin un tratamiento previo (Ziyang *et al.*, 2009).

Éste método utiliza principios de ingeniería para confinar los residuos en un área lo más pequeña posible, cubriéndola con capas de tierra diariamente y compactándola para reducir su volumen. Algunos problemas relacionados con este método de disposición final son los fenómenos de degradación de la materia orgánica de los residuos, los cuales presentan algunas consecuencias como la generación de biogás y líquidos lixiviados que pueden causar importantes afectaciones ambientales (Jaramillo 2002).

1.1.2 Procesos biológicos en un relleno sanitario

Las reacciones biológicas más importantes que ocurren en los rellenos sanitarios son realizadas por los microorganismos (aerobios y anaerobios), y están asociadas con la fracción orgánica contenida en los RSU (Jaramillo 2002, EPA 1997). Además conforme el relleno sanitario atraviesa las diferentes etapas de su ciclo de vida, la composición del lixiviado cambia drásticamente, lo cual puede implicar retos adicionales para el desarrollo de tecnologías para su tratamiento (Ziyang *et al.*, 2009).

El proceso degradativo en un relleno sanitario consta de cinco fases o etapas sucesivas (Figura 2), la duración de cada fase varía según la distribución de los componentes orgánicos en el relleno, la disponibilidad de nutrientes y de oxígeno, el contenido de humedad de los residuos, el paso de la humedad por el relleno y el grado de compactación inicial (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Robles 2008)

Las fases de degradación que se presentan dentro de los rellenos sanitarios se pueden generalizar en (Robles 2008, Tchobanoglous *et al.*, 1994):

1. Fase aerobia (disposición de los residuos).
2. Fase fermentativa (cambio progresivo a condiciones de anaerobiosis, caída del potencial redox).
3. Fase ácida (hidrólisis y acidogénesis, baja el pH y carga orgánica de lixiviados elevada).
4. Fase metanogénica acelerada (acetogénesis y metanogénesis, sube progresivamente el pH, disminución de la carga orgánica de los lixiviados, alta producción de biogás rico en metano).
5. Fase metanogénica estable (maduración del sitio, estabilización de la materia orgánica, caída de la producción de biogás consecuencia del agotamiento de sustratos).

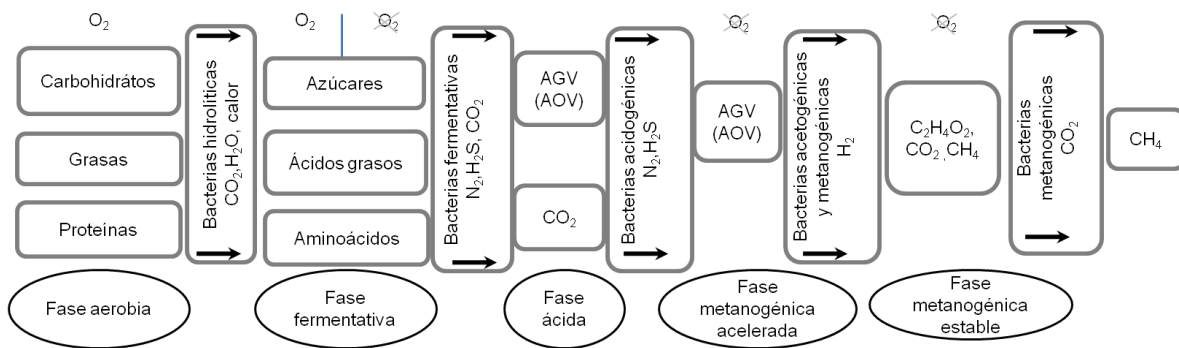


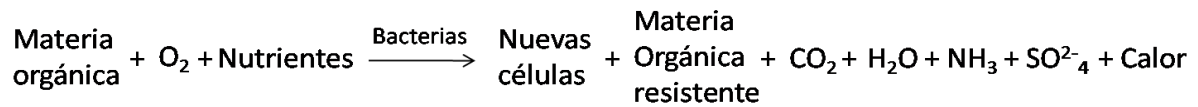
Figura 2. Esquema de los procesos biológicos dentro de un RESA.

1.1.2.1 Fase aerobia

Los componentes orgánicos de los RSU sufren una degradación microbiana bajo condiciones aerobias porque existe cierta cantidad de aire atrapado en las celdas del RESA (Tchobanoglous *et al.*, 1994). La descomposición continúa siendo aerobia hasta que se agota todo el oxígeno del aire atrapado en el relleno sanitario, y todo el oxígeno disuelto en la precipitación que penetró el RESA ha sido utilizado. Los productos de las reacciones aerobias son: calor, CO_2 , H_2O . En la práctica, la duración de la fase aerobia es relativamente breve y depende de las condiciones de diseño y de la operación del relleno sanitario, incluido el grado de compactación y el contenido de humedad. Los microorganismos activos durante

esta fase incluyen: aerobios estrictos y aerobios facultativos. Las temperaturas que se pueden llegar a alcanzar están en el rango de 45 a 55°C (EPA 1997).

La transformación aerobia general de los residuos sólidos puede describirse con la siguiente ecuación (Tchobanoglous *et al.*, 1994):



En esta fase tiene lugar la hidrólisis, en donde los compuestos con alto peso molecular (lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleídos) son transformados mediante enzimas, en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular.

1.1.2.2 Fase fermentativa o fase de transición

Según Tchobanoglous *et.al.*, (1994) esta fase se caracteriza por el paulatino descenso de las condiciones aerobias, hasta su completa desaparición, comenzando la etapa anaerobia. Mientras el relleno se convierte en anaerobio, el nitrato (NO₃) y el sulfato (SO₄), que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica (el oxígeno desaparece del metabolismo respiratorio, siendo sustituido por compuestos inorgánicos oxidados, como el nitrito y el sulfito, los cuales son sometidos a un potencial de oxidación-reducción), a menudo se reducen a gas nitrógeno (N₂) y sulfuro de hidrógeno (H₂S). Mientras sigue bajando el potencial de óxido/reducción, los microorganismos encargados de la descomposición de la materia orgánica comienzan un proceso que se resume en la conversión del material orgánico complejo en ácidos orgánicos y otros productos intermedios. En esta fase el pH del lixiviado, comienza a caer debido a la presencia de ácidos grasos volátiles (AGV) (también llamados ácidos orgánicos volátiles, AOV) y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del RESA (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.1.2.3 Fase ácida

En esta etapa de digestión anaerobia se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase de transición (fermentativa), con una producción significativa de AOV's y pequeñas cantidades de H_2 . Los microorganismos implicados principalmente son bacterias anaerobias facultativas y estrictas, que se identifican colectivamente como acidogénicas. Estos microorganismos convierten los compuestos resultantes de la hidrólisis, en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético, pequeñas concentraciones de ácido fólvico y otros ácidos más complejos.

Barlaz *et. al.*, (1990) reportan que la presencia de AOV's y altas concentraciones de CO_2 , provoca que los valores de pH en los lixiviados sean tan bajos como 4, consecuentemente estos pH bajos, facilitan la disolución de algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados. Debido a la disolución de AGV's en el lixiviado, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad se incrementan significativamente en esta fase.

1.1.2.4 Fase metanogénica acelerada

Aquí interviene otro grupo de microorganismos, los llamados metanogénicos (anaerobios estrictos), se caracteriza por la conversión del ácido acético y el gas de hidrógeno, producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida, en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2).

Debido a la transformación de los ácidos y el gas de hidrógeno en CH_4 y CO_2 , el pH de la fase líquida subirá a valores más neutros, en el rango de 6.8 a 8, reduciendo las concentraciones de DBO_5 y DQO, así como el valor de conductividad del líquido. Con este incremento de pH, disminuye la concentración de constituyentes inorgánicos en la disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el líquido también se reducirá. Durante esta fase la DBO_5 /DQO disminuye generalmente a un valor de 0.1 (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.1.2.5 Fase metanogénica estable

También llamada fase de maduración, es mucho menos activa en cuanto a la generación de gases se refiere, viene caracterizada por una disminución de la humedad y la conversión de los materiales biodegradables que anteriormente no estaban disponibles (Robles 2008). La velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente, porque la mayoría de los nutrientes disponibles se han diluido en el medio líquido durante las fases anteriores, y los sustratos que quedan en el medio sólido son de una degradación lenta. Los lixiviados a menudo contienen ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente.

1. 2 FACTORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAN LA DEGRADACIÓN DE RSU

La tasa de degradación de los contaminantes en un RESA es propensa a afectarse por varios factores: temperatura, contenido de humedad, clima (local), condiciones geológicas, hábitos de vida, procesos de operación, la presencia de inhibidores tóxicos, potencial oxido-reducción, entre otros (Ziyang *et al.*, 2009).

1.2.1 Humedad

Westlake (1995), reporta que la mayor parte de los microorganismos (incluidas la bacterias) requieren un mínimo de 12% de humedad para su crecimiento. La humedad es uno de los factores más importantes para la generación de biogás en los sitios de disposición final de RSU, debido a que es necesaria para la actividad microbiana, además de ser un medio útil en el transporte de nutrientes y microorganismos a través de las diferentes capas de residuos en los sitios de disposición final (Robles 2008). La humedad óptima para la digestión anaerobia en los sistemas como los rellenos sanitarios (o bien columnas empacadas), se encuentra entre 60% y 70% (Hernández *et al.*, 2010).

La humedad que contienen los residuos sólidos municipales es variable; Westlake (1995), afirma que la humedad típica de los RSU se encuentra entre 20-

30% en ciudades en desarrollo y entre 40-50% en ciudades desarrolladas. Robles (2008), menciona que la humedad de los RSU varía en el rango de 25 a 60%, además afirma que la humedad se encuentra ligada a la composición de los RSU. El agua contenida en los RSU proviene principalmente de la fracción orgánica fácilmente biodegradable, aunque este contenido es variable dependiendo de la forma de almacenamiento, la forma de recolección de los residuos y por el clima, cabe mencionar que durante el almacenamiento y transporte de los residuos, se transfiere humedad entre los diferentes componentes de los residuos.

Debido a la heterogeneidad de la RSU, la humedad no puede estar distribuida de manera uniforme en ellos y en algunas zonas puede estar presente en niveles inferiores a los necesarios para el crecimiento microbiano eficaz. En consecuencia, el gas y la producción de lixiviados se produce a ritmos diferentes en los distintos ámbitos de los residuos y afectará a los procesos de degradación y predecirá a largo plazo la producción de gas del vertedero.

1.2.2 Oxígeno

La concentración de oxígeno libre (O_2) presente en los espacios porosos de la masa de residuos, es un factor importante, ya que la degradación anaerobia se lleva a cabo completamente sólo en ausencia total de oxígeno molecular, debido a que este gas es tóxico tanto para las bacterias acetogénicas como para las metanogénicas, por su sensibilidad al oxígeno y a otros oxidantes como nitritos, nitratos y sulfatos. Basta la existencia de trazas de oxígeno libre para eliminar a este tipo de microorganismos, debido principalmente a la auto-oxidación de cofactores necesarios para su metabolismo. Es importante señalar que las bacterias que participan en la fase acidogénica son anaerobias facultativas, lo que significa que pueden consumir el oxígeno residual del medio, y de esta forma llegar a la anaerobiosis completa si la infiltración de oxígeno es débil (Robles 2008).

1.2.3 Temperatura

La actividad microbiana se ve afectada por la temperatura según los requerimientos de calor los microorganismos pueden ser, de menor a mayor exigencia: psicrófilos, mesófilos ó termófilos, de acuerdo a sus condiciones de funcionamiento óptimo (Westlake 1995). Los factores que afectan a los rellenos sanitarios son los que puedan afectar a la actividad microbiana y por lo tanto, la producción de gas. Un aumento de la temperatura tiende a aumentar la producción de gas (Westlake 1995).

La metanogénesis y generalmente el crecimiento de los microorganismos anaerobios son relativamente lentos a temperaturas inferiores a 20 °C. Debido a que la temperatura óptima de la mayoría de las células se encuentra en 45 y 50 °C, la temperatura mesófila óptima para la degradación de los residuos se sitúa en 41 °C. Para la metanogénesis, las temperaturas óptimas en la zona mesófila se encuentran entre 30 y 37 °C y para la zona termófila entre 50 y 65 °C (Mata 2003). La producción de biogás presenta dos óptimos que corresponden a dos microfloras diferentes: el primero, alrededor de 35-40 °C (zona mesófila) y el segundo, en el rango de 55-60 °C (zona termófila). La temperatura es un factor determinante para el desarrollo de microorganismos. Un aumento de la temperatura se ve reflejado en el aumento de vapor de agua y de CO₂ en el biogás (Robles 2008).

1.2.4 Potencial Óxido-Reducción

Las bacterias acetogénicas y las Archeas metanogénicas son las más sensibles al oxígeno y a otros oxidantes (nitritos, nitratos, sulfatos). El potencial redox debe ser inferior a -320 mV y el óptimo se puede encontrar en -520 mV para el crecimiento de las Archeas metanogénicas (Robles 2008).

1.2.5 pH

El pH óptimo para el desarrollo de la mayoría de las bacterias es cercano a la neutralidad, sin embargo, existen bacterias cuyo pH óptimo es menor de 6 y se

adaptan fácilmente a medios con pH próximo a 4 (como las bacterias acidogénicas) (Robles 2008).

Las poblaciones microbianas más sensibles a las variaciones de pH son las bacterias acetogénicas (pH óptimo de 7.2) y las metanogénicas (pH óptimo entre 7 y 8), es por ello que estos microorganismos son inhibidos de forma total a un pH inferior a 6, lo que puede ocasionar también una acumulación de ácidos orgánicos. Sin embargo Davidsson *et. al* (2007) reportan en sus resultados que con fluctuaciones en los valores de pH de hasta 5.60 a 6.60 no se presenta inhibición en la actividad metanogénica. Así mismo Taconi *et. al* (2008) concluyen que con valores bajos de pH (5.4 – 4.6), se puede obtener un aumento en la producción de metano de alrededor de un 30% a demás de una remoción efectiva de DQO. Los microorganismos que participan en la digestión termófila son más sensibles a los cambios de pH que aquellos que participan en rangos mesófilos (Robles 2008).

Los cambios de pH son controlados de forma natural por el efecto regulador del medio (efecto buffer), que depende de la concentración de carbonatos, bicarbonatos y de los iones amonio (formados durante la degradación de proteínas) presentes en el medio. Los ácidos orgánicos formados durante la fase acidogénica y metanogénica, son también reguladores del pH (Robles 2008).

1.3 FORMACIÓN DE BIOGÁS

Un relleno sanitario se comporta como un digestor anaerobio (Figura 3). Debido a la descomposición o putrefacción natural de los RSU, no solo se producen líquidos sino también gases y otros compuestos. Los factores cruciales en la producción de biogás son: las poblaciones microbianas, la composición química de los residuos, la humedad del residuo al interior del relleno así como el grado de compactación y tamaño de partícula de los residuos (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

La cantidad de materia orgánica biodegradable es uno de los factores más importantes que se deben conocer, ya que de ello dependerá la cantidad de biogás a generarse (Robles 2008). Sin embargo, es necesario mencionar que un alto porcentaje en materia orgánica no necesariamente es favorable en el proceso de biodegradación, debido a que en los sitios de disposición final donde se tiene una fuerte concentración de residuos alimentarios, se llega a tener una inhibición en la producción de metano.

En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica contenida es convertida biológicamente, bajo condiciones anaerobias, en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), la composición de la mezcla es de manera general 65% metano y 35% dióxido de carbono (Mata 2003).

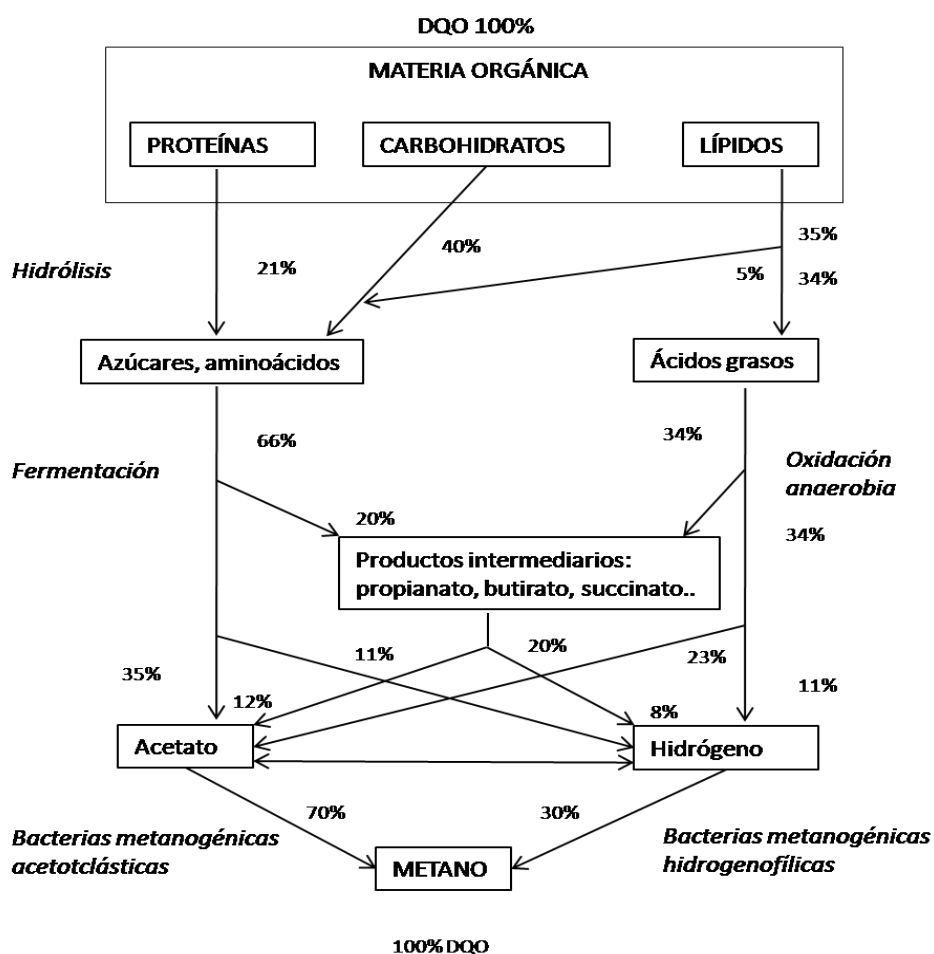


Figura 3. Balance de DQO de la fracción orgánica en un relleno sanitario

Fuente: Mata 2003 y Renou *et al.*, 2008.

1.3.1 Composición del biogás formado en un relleno sanitario

La composición del biogás obtenido de un relleno sanitario puede variar de acuerdo al tipo de material que está siendo digerido. Los gases que se encuentran en mayor cantidad y que más comúnmente se les denomina gases principales son:

1. Metano (CH_4)
2. Dióxido de carbono (CO_2)

La producción de estos gases depende principalmente del porcentaje de materia orgánica presente en los RSU. A los gases que no son principales y que se encuentran en pequeñas cantidades se les denomina trazas (Robles 2008), u oligogases y la composición exacta de los gases traza de naturaleza generalmente orgánica, es relativamente variable como resultado de la heterogeneidad de los residuos y de las condiciones de explotación de los rellenos sanitarios, entre algunos de los gases traza más comunes están (Tchobanoglous *et al.*, 1994):

1. Amoníaco (NH_3)
2. Monóxido de carbono (CO)
3. Hidrógeno (H_2)
4. Sulfuro de hidrógeno (H_2S)
5. Nitrógeno (N_2)
6. Oxígeno (O_2)

La composición del biogás puede variar dependiendo de varios factores, es por eso que se ejemplifica en la Tabla 1, algunos de los porcentajes en volumen típicos de los rangos en la composición del biogás de un relleno sanitario (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Tabla 1. Composición típica del biogás de un RESA.

Compuesto	Porcentaje (base volumen seco)
Metano	45-60
Dióxido de carbono	40-60
Nitrógeno	2-5
Oxígeno	0.1-1.0
Sulfuros, mercaptanos, etc.	0-1.0
Amoníaco	0.1-1.0
Hidrógeno	0-0.2
Monóxido de carbono	0-0.2

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1994

1.4 FORMACIÓN DE LIXIVIADOS

La generación de lixiviados es otro efecto negativo que se origina de los rellenos sanitarios y tal vez el más importante en cuanto a cuestiones de impacto ambiental y riesgo a la salud humana. La peligrosidad de los lixiviados se deriva del arrastre, disolución y reacción de la materia orgánica e inorgánica, que junto con las infiltraciones de agua de lluvia arrastran a su paso elementos contaminantes (disueltos o en suspensión), generando líquidos lixiviados con alto grado de contaminación por lo que estos no pueden ser vertidos a cuerpos de agua naturales sin previo tratamiento el cual debe estar enmarcado en la normatividad p.e., el Artículo 35 de RLGEPA en materia de residuos peligrosos.

1.4.1 Composición de los lixiviados

La composición de los lixiviados dependerá de (Henry 1999):

- a) La antigüedad del relleno sanitario.
- b) El tipo de residuos contenidos en el RESA.

Ya que la antigüedad del relleno sanitario es un factor fundamental para determinar la composición del lixiviado efluente, en la Tabla 2, se muestran datos

representativos sobre las características de los lixiviados en vertederos nuevos y maduros.

Tabla 2. Características del lixiviado de rellenos sanitarios

Antigüedad del relleno	Nuevo (< 2 años)		Maduro(> 10 años)
Componente	Intervalo (mg/L)	Valor típico (mg/L)	valor típico (mg/L)
Concentración orgánica			
DQO	3000-60000	18000	100-500
DBO ₅	2000-30000	10000	100-200
COT	1500-20000	6000	80-160
SST	200-2000	500	100-400
N _{TOTAL}	20-1500	400	100-200
F _{TOTAL}	5-100	30	5-10
Alcalinidad (como CaCO ₃)	1000-10000	3000	200-1000
Sales solubles (ClSO ₄)	200-4000	800	100-500
Hierro	50-1200	60	20-200
Plomo	1-10	2	0.01-0.5
Zinc	25-250	50	0.1-1
pH*	5-8	6	6.6-7.5

*Excepto pH

Fuente. Henry, 1999.

Robles 2008 y Tchobanoglous *et. al.*, 1994 reportan que los lixiviados se componen de la siguiente forma:

1.4.1.1 Nitrógeno

El nitrógeno amoniacal se encuentra en altas concentraciones en los residuos sólidos urbanos, debido a la descomposición de la materia orgánica que contiene nitrógeno así como proteínas y aminoácidos. Como resultado de la degradación de éstos compuestos orgánicos nitrogenados las concentraciones de nitrógeno amoniacal en los lixiviados aumentan (Sponza *et al.*, 2004).

1.4.1.2 Metales pesados

En un relleno sanitario, los cambios de pH modifican a su vez otros parámetros de los lixiviados, de esta forma tenemos que en las fases acetogénica y metanogénica, los ácidos volátiles son degradados dando como resultado la disminución de la carga orgánica de los lixiviados y por lo tanto de los metales pesados presentes en éstos (el medio ácido favorece la disolución y el arrastre de los metales). Algunos metales que han podido ser identificados en los lixiviados son: plomo, plata, cadmio, cromo, zinc, níquel, mercurio, selenio y bario (Chang *et al.*, 2009).

1.4.1.3 Metabolitos solubles

Los lixiviados contienen entre otras cosas, los metabolitos solubles de la actividad bacteriana, los cuales constituyen un conjunto de sustancias disueltas o arrastradas que pueden reaccionar entre ellas. Las sustancias que se han encontrado en los lixiviados pueden ser reagrupadas en varias clases (Robles 2008):

Fracción mineral: constituida esencialmente de cloruros, bicarbonatos, nitratos, iones de amonio, sodio, potasio y de ciertas sales metálicas (estas sales inorgánicas provienen de la mineralización biológica de los residuos).

Fracción orgánica fácilmente biodegradable: la componen los ácidos grasos volátiles (acético, propiónico y butírico), que representan generalmente la mayor parte de la carga orgánica en el caso de rellenos jóvenes.

Fracción orgánica estabilizada: constituida de compuestos fúlvicos y húmicos, las cuales son moléculas orgánicas complejas de origen natural muy poco biodegradables.

Fracción orgánica xenobiótica: constituida principalmente de compuestos sintetizados por el hombre.

El grado de acidez o alcalinidad en los lixiviados es resultado de los metabolitos formados y degradados durante las transformaciones biofísicoquímicas, (la misma biodegradación anaerobia de los RS, trae consigo la acumulación pasajera de ácidos grasos volátiles que provocan la acidificación del medio).

1.4.1.4 Microorganismos

Se ha encontrado que las bacterias que pueden ser aisladas con mayor frecuencia son aquellas de los géneros *Bacillus*, *Corynebacterium* y *Streptococcus*, a demás de hongos y levaduras, se han encontrado en la composición de los lixiviados enterovirus y gérmenes fecales (coliformes y estreptococos) (Robles 2008).

1.4.2 Factores que influyen en la composición del lixiviado

Existen muchos factores que afectan la composición del lixiviado como: precipitación, variación del tiempo (estaciones del año), tipo de residuos y

composición (estas últimas dependen de las formas de vida de la población de los alrededores) (Renou *et al.*, 2008).

En cualquier sitio de disposición final de residuos sólidos, la composición del lixiviado varía a través del tiempo, por lo que dependerá también de la antigüedad del relleno (en rellenos jóvenes hay grandes cantidades de materia orgánica biodegradable por lo que ocurre una rápida fermentación lo cual provoca la obtención de AGV's como productos principales de dicha fermentación) y la historia previa al muestreo (depende en que etapa del relleno se realice la muestra), p.e., si la muestra se toma durante la fase fermentativa el pH estará dentro de un rango de 6.5 a 7.5, y los valores de DBO y DQO así como de los nutrientes serán significativamente más bajos, similarmente serán más bajas las concentraciones de metales pesados ya que son menos solubles para valores de pH neutros (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Renou *et al.*, 2008). Robles (2008) presenta una clasificación de los lixiviados en tres grandes familias:

Lixiviados jóvenes:

- Carga orgánica elevada: demanda química de oxígeno (DQO) > 20g/L
- Biodegradabilidad de fuerte a mediana $DBO/DQO > 0.3$
- pH alrededor de 6.5
- Fuerte concentración de AGV's (la cual representa más del 80% de la carga orgánica)
- Concentración elevada de metales pesados (hasta 2 g/L)

Lixiviados intermedios:

- Carga orgánica media: con una DQO de entre 3 y 15 g/L.
- Biodegradabilidad de media a débil: $DBO/DQO > 0.2$
- Concentración de AGV's de 20 a 30% de la carga orgánica.
- pH próximo a 7

Lixiviados estabilizados:

- Carga orgánica débil DQO <2 g/L
- Biodegradabilidad muy débil: DBO/DQO < 0.1
- Ausencia de AGV's
- pH ligeramente superior a 7.5
- Concentración baja de metales pesados (<50mg/L)

El pH del lixiviado dependerá no solamente de la concentración de los ácidos que están presentes, sino también de la presión parcial de CO₂ en el gas vertedero (que este en contacto con el lixiviado). La biodegradabilidad del lixiviado variará con el tiempo. Se pueden supervisar los cambios en la biodegradabilidad del lixiviado mediante la relación DBO/DQO, las relaciones en el rango de 0.4 a 0.6 se toman como un indicador de que la materia orgánica es fácilmente biodegradable.

1.4.3 Factores que influyen la cantidad del lixiviado

Según Robles (2008), los factores susceptibles de afectar la cantidad de lixiviados son básicamente:

1. Los factores externos (los que determinan las condiciones de entrada):
 - a) Precipitación.
 - b) Irrigación.
 - c) Aportes laterales
2. Las condiciones de los límites del sistema (condiciones de superficie):
 - a) Evaporación.
 - b) Escurrimientos
 - c) Infiltraciones o condiciones impuestas por la naturaleza del terreno subyacente.
3. Los factores internos de sistema:
 - a) Contenido de humedad
 - b) La densidad.
 - c) El espesor del depósito

Sin embargo Tchobanoglous *et. al.*, (1994), Figura 4, identifican a los factores determinantes de la cantidad producida de lixiviados de un RESA de la siguiente forma:

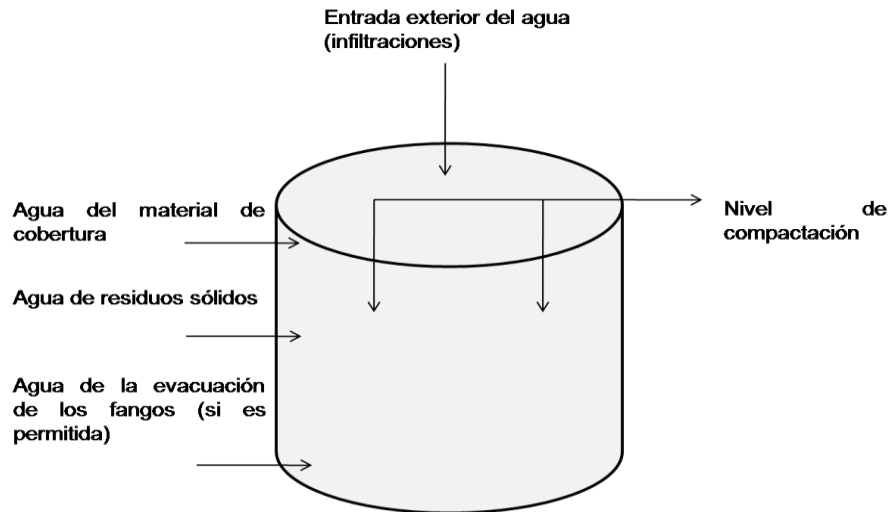


Figura 4. Factores que determinan la cantidad de producción de lixiviado de un RESA.

Evidentemente los factores que influyen las cantidades de lixiviados producidos, son diferentes en cada proceso esto debido a su funcionamiento, el cual abarca factores importantes como método de compactación, la naturaleza de los residuos, el clima también es un factor importante debido a los efectos como penetración de humedad (precipitaciones) y pérdidas por evaporación, etc., (Renou *et al.*, 2008).

1.5 TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

La importancia del tratamiento de lixiviados ha ido en aumento debido a la problemática ambiental causada por los mismos, de tal manera que para poder descargar un lixiviado a un cuerpo de agua nacional, este debe de tener un tratamiento que cumpla con los parámetros especificados en la normatividad aplicable (p.e., DBO, DQO, amoníaco, pH, etc).

El lixiviado contiene una cantidad significativa de materia orgánica resistente la cual algunas veces es difícil degradar biológicamente por métodos

convencionales: lagunas de estabilización, lodos activados, reactores biológicos en secuencia y sus combinaciones (Youcai *et al.*, 2002).

A continuación se mencionan algunos tratamientos que de alguna forma han presentado resultados importantes para la disminución de algunas variables, como: DQO, ST, etc.

1.5.1 Reactores Aerobios

Existen algunos materiales que en los proceso de digestión de los rellenos sanitarios son difícilmente degradables bajo condiciones anaerobias, dichos materiales tales como la celulosa y hemicelulosa (promedio de degradación de 15 años) aportan un 90% de la producción total de metano. La hidrólisis de estos materiales complejos en presencia de oxígeno aumenta la tasa de degradación y convierte el carbón orgánico del residuo en agua y dióxido de carbono, dejando los materiales húmicos restantes estabilizados (Suna *et al.*, 2007).

Por medio de la combinación entre el proceso de recirculación de lixiviados con reactores aireados se ofrece una alternativa para el tratamiento de lixiviados con cargas orgánicas relativamente altas (17 a 30 g/L). A diferencia de los reactores anaerobios, por medio de la inyección de aire, se logra obtener reactores estabilizados en tan solo unos cuantos días, y con una disminución de DQO de 82% en 72 días, ya que la aireación permite una significativamente rápida degradación de la materia orgánica (Suna *et al.*, 2007).

1.5.2 Tratamientos anaerobios

A diferencia de los procesos aerobios, los tratamientos anaerobios ahorran energía y producen pocos sólidos residuales, es posible usar el metano producido para mantener el digestor a cierta temperatura (usualmente a 35°C) y bajo condiciones favorables (Renou *et al.*, 2008).

1.5.2.1 Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)

Son tratamientos anaerobios modernos que pueden ser altamente eficientes en tiempos de retención hidráulicos relativamente cortos. Cuando los reactores UASB (RAFA) son sometidos a volúmenes de carga orgánica altos,

demuestran mejores resultados que otros tipos de reactores anaerobios. Torreros *et. al.* (2009) reportan eficiencias de remoción de DQO (de 10 a 20 g/L) por arriba de 60% en rangos de temperatura generalmente de 30 a 35 °C. Además Kettunen *et al* (1997) demostraron que los lixiviados pueden ser tratados en reactores UASB en regímenes de temperatura relativamente bajos de 13 a 23° con un rango de eficiencia de remoción de DQO de 65-75% y arriba del 95% de remoción de DBO₅.

1.5.2.2 Filtros anaerobios

Es un sistema de alta tasa que reúne las ventajas de otros sistemas anaerobios, lo cual lo hace un fuerte rival para otros sistemas (aerobios o anaerobios), en un filtro anaerobio de flujo ascendente, la biomasa es retenida en biocapas sobre un material de soporte, como plástico, madera, etc. los filtros anaerobios reducen la DQO un 90% (a tasas de cargas variables de 1.26 a 1.45 kgDQOm⁻³d⁻¹), esto también para diferentes antigüedades de lixiviados con una producción de biogás de un rango de 400 a 500 L de biogás kg⁻¹ de DQO destruida y una producción de metano de 75 a 85% (Henry *et al.*, 1997).

Biofiltros

Un novedoso proceso para el tratamiento de lixiviados, es el de biofiltros empacados con residuos estabilizados (mineralizados), este es un método de combinación de tratamientos, ya que los biofiltros combinan procesos aerobios y anaerobios (las reacciones aerobias ocurren en el fondo y superficie, mientras que las anaerobias ocurren en medio del biofiltro), lo que facilita la degradación de la materia orgánica del lixiviado.

Youcai *et.al.*, (2002) encontraron a los biofiltros como un método efectivo para el tratamiento de lixiviados tanto en pruebas de laboratorio como en escala real. La mayoría de los contaminantes del lixiviado pueden ser removidos en una sola etapa de biofiltración. También demostraron que de un 20-30% del nitrógeno total de los lixiviados puede ser removido por los biofiltros. Youcai *et. al.*, (2002) consideran algunos factores que pueden afectar la eficiencia de éste tratamiento como: temperatura (como en cualquier reactor biológico convencional) y la altura o nivel de los residuos estabilizados ya que ésta determinara el tipo de proceso que

se llevará a cabo (aerobio o anaerobio). Así pues se llegó a la conclusión de que mientras más antiguos sean los residuos estabilizados mejor será la calidad del lixiviado efluente.

1.5.3 Oxidativos (*Fenton*)

Este tipo de procesos se utiliza sobre todo para la remoción de materia orgánica recalcitrante en los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. El interés que ha generado este tipo de proceso es debido a su gran capacidad de generar radicales hidroxilo a través de la descomposición de H_2O_2 por el Fe^{2+} , en condiciones ácidas sin embargo puede ser aplicado a una amplia gama de contaminantes orgánicos y optimizado con electricidad (electro-fenton) para lograr generar radicales hidroxilo adicionales. Entonces los radicales orgánicos resultantes reaccionan con oxígeno para así dar paso a una serie de reacciones de oxidación que llevan a la mineralización de los radicales orgánicos para producir dióxido de carbono y agua.

Utilizando esta tecnología se ha logrado remover en los lixiviados tratados hasta un 94.04% de DQO en condiciones ácidas (pH 3.0) y en tiempos tan cortos como 43 minutos (Mohajeri *et al.*, 2010). Y haciendo una distinción en la antigüedad de los lixiviados: un 80% de remoción de DQO para lixiviados jóvenes y menor a 70% para lixiviados maduros también en ambientes ácidos (pH 2.5) (Hermosilla *et al.*, 2009).

La desventaja de la utilización de este tipo de tecnología es el alto costo que implica la optimización con electricidad (electro-fenton) Las técnicas *Fenton* también se pueden combinar con reactores en secuencia y carbón activado granular (en series) y así tener un tren de tratamiento con eficiencias de remoción de hasta un 97.2% de DQO, haciendo éste tipo de combinación un tratamiento efectivo para lixiviados de alta carga orgánica (41g/L), (Bu *et al.*, 2010).

1.5.4 Tratamientos enzimáticos

La bioacumulación es una tecnología que utiliza enzimas o complementos microbiológicos para tratar aguas altamente contaminadas. Este tipo de procesos consisten en la adición de formulaciones bio-enzimáticas (bacterias-mezcla de diferentes enzimas) a los biorreactores como el SBR (sequencing batch reactor) para mejorar los mecanismos del tratamiento biológico. Dichas formulaciones son diseñadas específicamente para propiciar la licuefacción acelerada de grasas y la digestión bacteriana, están compuestas por muchos tipos de bacterias las cuales bajo condiciones específicas pueden generar sustancias biológicamente activas (enzimas), capaces de mejorar las tasas de descomposición de la materia orgánica presente en los lixiviados (Zouboulis *et al.*, 2001).

Mediante la aplicación de este tratamiento Zouboulis *et. al.*, (2001) obtuvieron una tasa de remoción de carbón satisfactoria así como altos grados de nitrificación, al aplicar este proceso enzimático la remoción de DQO y DBO₅ fue de 75 y 95% respectivamente en tan solo 85 días.

CAPÍTULO 2 ANTECEDENTES

2.1 RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS

La recirculación de lixiviados es uno de los métodos típicos para su tratamiento debido a las ventajas económicas y operacionales que este ofrece (Li *et al.*, 2008). La idea de acelerar la digestión anaerobia (DA) de la materia orgánica contenida en los RSU mediante la adición de agua o recirculación de lixiviados fue propuesta hace más de 30 años y es aplicada actualmente en diversas partes del mundo (Hernández *et al.*, 2010). Son varios los estudios que señalan a la recirculación de lixiviados como un método de tratamiento efectivo para los líquidos efluentes del RESA y la estabilización de la masa de RSU del relleno (Francois *et al.*, 2006; Reinhart *et al.*, 2002; Renou *et al.*, 2008).

La humedad adicional que proporciona la recirculación de lixiviados, ofrece ventajas operacionales en el sistema entre las cuales están: estimular la actividad microbiana (provee un mejor contacto entre los sustratos insolubles, los nutrientes solubles y los microorganismos) (Barlaz *et al.*, 1990; Chugh *et al.*, 1998), distribución más homogénea de los nutrientes a lo largo del sistema y genera las condiciones de humedad necesarias para que se lleve a cabo el proceso de degradación anaerobia (Reinhart *et al.*, 2002; Sánchez 2006).

Se han realizado diferentes variaciones en el proceso de recirculación de lixiviados, con la finalidad de conocer el efecto que este proceso causa sobre la degradación de los RSU y las características de los lixiviados, tales como:

- Variación en el tipo de material de empaque y edad de los residuos: residuos frescos, residuos extraídos, residuos fermentables y residuos dispuestos con cierta antigüedad (Francois *et al.*, 2006; Shalini *et al.*, 2010; Ziyang *et al.*, 2009), diferentes niveles de compresión y edad de los RSU (Chen *et al.*, 2009) y la naturaleza del sustrato (Forster *et al.*, 2008).

- Variación en condiciones de oxígeno: comparación de procesos aerobios con anaerobios (Bilgili *et al.*, 2007), comparación de procesos semi-aerobios y anaerobios (Halim *et al.*, 2010), procesos completamente anaerobios (Barlaz 1997; Francois *et al.*, 2006; Hao *et al.*, 2008) y procesos aerobios y anaerobios en combinación (Benson *et al.*, 2007; Bilgili *et al.*, 2007; Qarani *et al.*, 2010).
- Volumen de recirculación y contenido de humedad intrínseco de los residuos sólidos urbanos (Chugh *et al.*, 1998; Hernández *et al.*, 2005; Sponza *et al.*, 2004).

Además, se han realizado diversas investigaciones para conocer el efecto que la recirculación de lixiviados tiene sobre la producción de biogás, tales como control de temperatura del sistema en regímenes termofílicos y mesofílicos (Dong *et al.*, 2010; Forster *et al.*, 2008), efecto del clima y composición de los residuos (Blight *et al.*, 2000; Nayono *et al.*, 2009; Nayono *et al.*, 2010), efecto de la humedad en el sistema (Francois *et al.*, 2006; Wreford *et al.*, 2000; Hai *et al.*, 2002; Hao *et al.*, 2008).

Es necesario establecer criterios para definir la estabilidad de los residuos de empaque, de los lixiviados y del biogás. El concepto de estabilidad apunta a que el potencial de contaminación de los RSU, de los lixiviados y del biogás con su entorno es prácticamente nulo, lo que representa que el sitio de disposición no requiere más de monitoreo y mantenimiento (Boda 2002). Entre las características de estabilidad que algunos investigadores sugieren se encuentran: 10 - 19% para STV en RS (Francois *et al.*, 2006; Sri Shalini *et al.*, 2010), $DBO_5/DQO \leq 0.1$ y una relación de STV/ST de 0.19 - 0.31 en lixiviados (Griffth *et al.*, 2006; Tatsi *et al.*, 2002) y en biogás un potencial bioquímico de metano de: 0.05-0.15 m³/Ton RSU y concentraciones menores al 25% de su límite inferior de explosividad (Barlaz *et al.*, 2002).

Algunos datos obtenidos por Benson *et al.*, (2007), Sanphoti *et al.*, (2006) y Shalini *et al.* (2010), muestran que la sedimentación de los residuos es mayor y mucho más rápida en los RESA operados con recirculación de lixiviados. El

promedio de sólidos volátiles contenidos en sistemas RESA con recirculación de lixiviados es de 31%, a comparación de los sistemas sin recirculación que presentaron 54%. En cuanto a la producción de metano en el biogás se tiene que los reactores RESA con recirculación obtienen de 30 a 50% más que los reactores convencionales (sin recirculación).

Las ventajas de la recirculación de lixiviados en un relleno sanitario incluyen (Barlaz *et al.*, 1990; Pohland *et al.*, 1999; Reinhart *et al.*, 2002; Hao *et al.*, 2008):

- Asentamiento de los residuos antes de colocar el recubrimiento final.
- Tratamiento “in situ” de los lixiviados generado.
- Incremento de las tasas de producción de metano y aceleración en el proceso, lo que puede hacer más favorable la recuperación de energía.
- Aceleramiento de la biodegradación de los residuos, lo cual puede acortar el periodo de monitoreo, posclausura y reducir los costos municipales del RESA.

Por otra parte las desventajas de éste proceso incluyen (Reinhart *et al.*, 2002; Sponza *et al.*, 2004):

- La acumulación de ácidos orgánicos volátiles y de nitrógeno amoniacal.
- Inundación, lavado y compactación excesiva de los residuos sólidos.

A pesar de las ventajas que esta operación ofrece, se ignora mayormente el efecto de la recirculación de lixiviados de altas cargas orgánicas en sistemas RESA. De acuerdo a lo reportado por Bu, L., *et al.*, (2010) se les puede dar un tratamiento efectivo a lixiviados con altas cargas orgánicas (de hasta 41.8 ± 8.2 g DQO/L y hasta el 97.2% de remoción de DQO) a través de tratamientos combinados: reactor discontinuo en secuencia (SBR), fenton-oxidativo y carbón activado granular.

Es por eso que surge la necesidad de iniciar a crear información que guíe al investigador sobre los resultados esperados a obtener al tratar lixiviados de aproximadamente 40 g/L.

2.2 JUSTIFICACIÓN

Se sabe que la recirculación de lixiviados conlleva a una producción de biogás con un contenido de metano entre 50 y 70%, además reduce los tiempos de degradación de los RSU y ofrece mejoras a la calidad de los lixiviados efluentes en términos de reducción de cargas orgánicas principalmente.

Algunos parámetros operacionales que acompañan a la recirculación de lixiviado y a la degradación acelerada han sido investigados, como por ejemplo el estudio del rango de volumen de recirculación más apropiado para obtener las mejores tasas de biometanización (Hernández *et al.*, 2010) o la reducción de tiempos para las primeras etapas de degradación en FORSU y optimización en el tratamiento de los lixiviados (Francois *et al.*, 2007), pero al mejor conocimiento de la autora, no existe información que compare o estudie el efecto particular resultante de recircular lixiviados durante las distintas fases de degradación anaerobia a diferentes temperaturas del régimen mesofílico, de ahí el interés de este trabajo en comprender el efecto de la temperatura en la adición de los lixiviados con altas cargas orgánicas a una columna (empacada con la FORSU) en etapa francamente metanogénica. De esta investigación se podrá conocer si bajo estas condiciones de operación es posible obtener una mejor eficiencia en la estabilización de la FORSU y la calidad en el efluente.

2.3 OBJETIVOS

2.3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto que produce la recirculación de lixiviados con alta carga orgánica sobre la biodegradabilidad anaerobia de la FORSU operando a temperaturas mesofílicas.

2.3.2 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Diseñar, construir y poner en marcha reactores anaerobios para la biometanización de la FORSU a temperaturas mesofílicas
2. Evaluar el efecto de la temperatura en la degradación de los lixiviados con altas cargas orgánicas (en términos de DQO).
3. Evaluar el efecto de las temperaturas mesofílicas sobre la producción de biogás y el contenido de metano durante la biodegradabilidad de FORSU aplicando recirculación en las columnas.
4. Conocer el potencial bioquímico de metano del lixiviado estudiado.

2.4 HIPÓTESIS

La utilización de diferentes temperaturas dentro del rango mesofílico en la recirculación de lixiviados de alta carga orgánica a través de una columna de la FORSU en etapa francamente metanogénica constituye un método efectivo de remoción de la carga orgánica y para aumentar la producción de metano.

CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA

3.1 PLAN GENERAL DE LA INVESTIGACIÓN

FASE 1. Montaje de reactores

Actividad 1. Obtención de muestras de la FORSU y lixiviados.

Actividad 2. Caracterización de muestras.

Actividad 3. Empacado de reactores.

Actividad 4. Montado de reactores.

Actividad 5. Construcción del sistema de recirculación de lixiviados.

FASE 2. Recirculación de lixiviados

Actividad 1. Humidificación de los reactores hasta alcanzar su capacidad de campo.

Actividad 2. Inicio de recirculación de lixiviados.

FASE 3. Determinación de variables respuesta

Actividad 1. Determinación de humedad

Actividad 2. Determinación de sólidos totales en el lixiviado

Actividad 3. Determinación de sólidos totales volátiles en el lixiviado

Actividad 4. Determinación de pH

Actividad 5. Determinación de DQO

Actividad 6. Determinación de ácidos grasos volátiles

FASE 4. Montado de ensayos de Potencial Bioquímico de Metano

Actividad 1. Selección del inóculo

Actividad 2. Preparación de los digestores

Actividad 3. Pruebas de potencial bioquímico de metano

Actividad 4. Potencial teórico de metano.

Actividad 5. Recopilación y análisis de datos.

3.2 FASE 1. Montaje de Reactores

3.2.1. Obtención de la FORSU y lixiviados.

Para lograr tener una muestra significativa de la fracción orgánica de los RSU, se recolectaron alrededor de 3 kg de ésta (el contenido en porcentaje y peso se detalla en la sección de caracterización de la muestra).

En la recepción de los lixiviados se verificó que los recipientes cumplan con las condiciones de almacenamiento para los lixiviados así como la conservación en el trayecto de Guanajuato a Morelia. En esta parte son recomendables recipientes de polietileno con tapas que proporcionen un cierre hermético y cuya capacidad mínima sea de 2 L y se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos:

1. Someter las muestras a refrigeración durante el transporte.
2. No se deben dejar pasar más de tres días entre la toma de muestra y la realización de los análisis.

3.2.2 Caracterización de las muestras.

La caracterización de las muestras de la FORSU se realizó de acuerdo a la NMX-AA-022-1985, se seleccionan los subproductos (solamente la fracción orgánica) (SEMARNAT 2006):

1. *Algodón*
2. *Cartón*
3. *Cuero*
4. *Hueso*
5. *Madera*
6. *Papel*
7. *Residuos alimenticios*
8. *Residuos de jardinería*

Con base a datos obtenidos del porcentaje de composición de los subproductos en cada uno de los 4 sectores del relleno sanitario, se realizó una adaptación porcentual de la FORSU para llevar a cabo el empacado de los reactores, en la Tabla 3 se muestran las cantidades de FORSU que fueron utilizadas.

Tabla 3. Porcentaje promedio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y su equivalente en peso (g).

TIPO DE FO	% de cada FO Total	gr de FO por	gr de FO
		Reactor	Totales
Cartón	6.98	17.24	103.46
Cuero	0.51	1.25	7.52
Hueso	1.81	4.48	26.89
Madera	0.75	1.86	11.19
Papel	13.43	33.19	199.15
Residuos alimenticios	75.21	185.91	1115.45
Residuos de jardinería	1.32	3.26	19.55
	100 %	247.2	1483.2

Nota: el algodón no se tomó en cuenta ya que las caracterizaciones arrojaron 0% en los 4 sectores.

3.2.3. Empacado de los reactores

Los subproductos ya clasificados se pesaron por separado en la balanza granataria Una vez divididos y pesados los subproductos, se trituraron (la reducción de tamaño debe de ser menor a 1 cm²), y se almacenaron hasta el momento de su utilización.

El empacado de las columnas se basó en el pesado de cada uno de los subproductos en la balanza granataria procediendo a mezclar cada categoría, las mezclas se dividen en cuatro partes iguales (en peso) para empacar las columnas y asegurarse de que el nivel de compactación sea el deseado.

Montado de los reactores

Una vez que los reactores están empacados con la FORSU, se sellaron con silicón para garantizar las condiciones anaerobias dentro de los mismos.

Siendo el diseño de la experimentación el que se muestra en la Tabla 4, los reactores se montaron con sus respectivos sistemas de recuperación de biogás en dos diferentes cámaras de temperatura: a) 30°C, b) 40°C y los otros dos reactores se dejan a temperatura ambiente (17.5°C valor mínimo y 25°C valor máximo). El experimento se montó el 26 de octubre del año 2010 estando en operación hasta el 25 de marzo del año 2011 y el valor de la media de temperatura ambiente durante la experimentación fue de 19.8 \approx 20°C.

Tabla 4. Diseño experimental a 3 niveles de temperatura.

Tratamiento (régimen de control de temperatura), °C	Temperatura, °C	Replicas
T ambiente	20°C	2
30	30 \pm 2	2
40	40 \pm 2	2

3.2.4 Construcción del sistema de recirculación de lixiviados

Para armar los sistemas de recirculación de cada reactor fue necesario calibrar las tres bombas marca Master Flex CS a una capacidad de 2 mL/min. También se midió la capacidad de durabilidad de las bombas, ya que se someten a largos tiempos de recirculación.

Se instaló también para cada reactor, un sistema de medición de volumen de biogás (por desplazamiento) de capacidad de 1000 mL.

3.3 RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS

3.3.1 Humidificación de los reactores

Realizando el cálculo del contenido de humedad (ver técnicas analíticas) de los residuos y el volumen del reactor se obtuvo que era necesario recircular 68 mililitros de lixiviados, para que los residuos lograrán alcanzar su capacidad de campo. Inicialmente a cada reactor se le adicionaron 100 mL de lixiviados, esperando obtener aproximadamente 30 mL de lixiviados efluentes. Una vez que los residuos alcanzaron su capacidad de campo, los reactores estaban listos para someterlos a la recirculación.

3.3.2 Inicio de recirculación en los reactores

Considerando la capacidad de las bombas con las que se trabaja la propuesta de tiempos y volúmenes de recirculación es la siguiente:

- Volumen de recirculación: 8.5 veces el volumen de cada reactor (3500 ml)
- Tiempos de recirculación: tres días a la semana (24 horas en total). De esta forma se garantiza el buen funcionamiento de las bombas ya que trabajarán solamente un promedio de 7 a 9 horas diarias.

3.4 FASE 3. TÉCNICAS ANALÍTICAS

3.4.1 Determinación de humedad de la FORSU

La determinación del contenido de humedad de la fracción orgánica de los residuos sólidos se realizó al inicio de la experimentación antes de empacar los reactores con la FORSU, este análisis se llevó de acuerdo a la NMX-AA-016-1984.

3.4.2 Sólidos totales (ST), en lixiviados

La determinación de sólidos totales (ST) en las muestras de lixiviados efluentes muestreados, se realizó por duplicado de acuerdo a la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (SEMARNAT, 2008). La NMX-AA-034-SCFI-2001 recomienda

llevar a cabo estas determinaciones dentro de las 24 horas a la colecta de las muestras, o bien preservarlas a 4°C hasta su análisis (7 días tiempo máximo de almacenamiento), cuidando que estén a temperatura ambiente al momento del análisis, la cantidad muestreada fue de 3 mL.

3.4.3 Sólidos totales volátiles (STV), en lixiviados

Al igual que la determinación anterior, La determinación de sólidos totales volátiles (STV) en las muestras de lixiviados efluentes muestreados, se realiza por duplicado de acuerdo a la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (SEMARNAT, 2008). Para llevar a cabo esta determinación, se ocuparon las capsulas ya con la muestra seca de la determinación de ST.

3.4.4 pH

El pH se determinó con un potenciómetro marca CONDUCTRONIC PC18, el cual se calibró con soluciones patrón a pH de 4 y a pH de 7 respectivamente.

3.4.5 Demanda química de oxígeno (DQO)

La determinación de la DQO en las muestras de lixiviados producidos, se realizó por duplicado de acuerdo al método de dicromato de potasio aprobado por la USEPA (HACH, 1997). Las determinaciones de DQO incluyen la dilución de las muestras de lixiviados cuando su valor esperado es superior a 1500 mg/L. Con la micropipeta se adicionan 2 ml de muestra de lixiviado a un tubo con reactivo HACH.

3.4.6 Ácidos Orgánicos Volátiles (AOV's)

La determinación de AOV se realizó mediante un cromatógrafo de gases, con detector de de ionización de flama (FID) conectado vía una interfaz a una computadora con el software Galaxy 2000. Previo mezclado con un vórtice de la muestra acidificada (5 segundos de mezclado), se inyectó 1 µL con una jeringa

para líquidos de 10 µL a una columna cromatográfica de acero inoxidable de 2 m de largo y 2 mm de DI, el empaque de la columna contiene 3% Carbowax 20M + 0.5% H₃PO₄, Cromosob WHP 20-200 Mesh. Se utilizó un flujo de 25 ml/min. El inyector y el detector FID se mantuvieron a 210 y 220 °C, respectivamente.

3.4.7 Porcentaje de metano (30-90 Meth)

Medición de volumen (biogás)

El volumen de biogás producido en cada reactor se midió por desplazamiento de volumen

El contenido de metano en el biogás se analizó con un cromatógrafo Varian (CP 3800) utilizando un detector de flama ionizante (FID). Una columna de acero inoxidable (de 2 m de longitud y diámetro interno de 2 mm) empacada con HAYESEP Q 80-100 MESH. El oxígeno libre de nitrógeno se utilizó como gas portador con un caudal constante de 30 mL/min. La temperatura del horno, el inyector y el detector se mantiene en 90, 200 y 210 ° C, respectivamente.

El volumen de metano producido (litros) se calculó con la Ecuación 1, en donde:

mL de biogás: volumen medido de biogás semanalmente

uL: lectura del cromatógrafo (cantidad de metano)

$$Volumen\ de\ CH_4 = \left[\frac{uL\ CH_4\ de\ la\ muestra}{uL\ CH_4\ calibración} * (mL)\ de\ biogás \right] / 1000 \quad (1)$$

El volumen de metano bajo condiciones de temperatura y presión estándar, se calculó mediante la Ecuación 2.

$$Volumen\ de\ CH_4\ NORMALIZADO = \left[\frac{p_1 * V_1 * T_2}{T_1 * p_2} \right] \quad (2)$$

En donde:

p_1 : presión atmosférica

V_1 : el calculado en la ecuación (1)

T_2 : temperatura ambiente

T_1 : 273°C (equivalente a 0°K)

p_2 : 1 atmósfera

3.5 FASE 4. Montado de ensayos de potencial bioquímico de metano

3.5.1 Selección del inóculo

El inóculo proviene de un reactor anaerobio mesofílico, alimentado con lodos primarios del tratamiento de aguas residuales proveniente de la Universidad de Guanajuato.

3.5.2 Preparación de los ensayos PBM

Para la realización de las pruebas PBM se seleccionó una relación inóculo sustrato de 1 ($r_{I/S}=1$) (75mL de inóculo a una concentración de 10.7gSTV/L y 75mL de lixiviados a una concentración de 10.7gSTV/L) siendo de 150 mL el volumen efectivo de cada ensayo. Las pruebas se realizaron por triplicado y para el control de la producción de metano por parte del inóculo, se llevaron a cabo tres ensayos control (con el mismo volumen efectivo que los PBM pero con una relación de 50:50 de inóculo-agua destilada).

3.5.3 Pruebas de potencial bioquímico de metano

La determinación de potencial bioquímico de metano consta principalmente de la obtención de volumen de biogás generado por los ensayos y la determinación de porcentaje de metano en el biogás:

Adaptación de sistemas de medición de volumen de biogás.

- La medición del volumen de metano (por la técnica de desplazamiento de agua) se realizó cada 24 horas para evitar riesgos de saturación de gas en las botellas.

Determinaciones de metano en el cromatógrafo de gases CP-3800.

Las mediciones de metano en el biogás se realizan cada 3 días, usando un cromatógrafo Varian (CP 3800) utilizando un detector de flama ionizante (FID). Una columna de acero inoxidable (de 2 m de longitud y diámetro interno de 2 mm) empacada con HAYESEP Q 80-100 MESH. El oxígeno libre de nitrógeno se utilizó como gas portador con un caudal constante de 30 mL/min. La temperatura del horno, el inyector y el detector se mantiene en 90, 200 y 210 ° C, respectivamente.

3.5.4 Cálculos

Cálculo del volumen de metano producido:

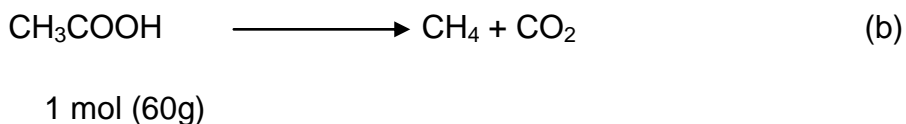
Con la finalidad de tener el volumen real producido por el sustrato (los lixiviados), a cada medición realizada se le restará el promedio del volumen de metano obtenido en los tres controles. La tasa específica de producción de metano se obtiene dividiendo el volumen producido diariamente por la concentración del inóculo (en gramos).

Para determinar el volumen de metano obtenido en cada muestreo se emplea la siguiente fórmula:

$$\text{VolumenCH}_4(\text{en mL}) = \text{Volumen de biogás (producido)} * \% \text{ de CH}_4 \quad (\text{a})$$

3.5.4.1 Estimación estequiométrica del potencial bioquímico de metano en fase líquida

Los valores más altos de AGV's y de DQO medidos en la fase líquida se convierten a gas metano usando la siguiente ecuación estequiométrica:



Aplicando la ley de los gases ideales:

$$V = \frac{nRT}{p}$$

$$V = \frac{1 \text{ mol} * 0.0821 \frac{\text{atm L}}{\text{mol}^\circ\text{K}} * 273.15^\circ\text{K}}{1 \text{ atm}} = 22.425 \text{ L}$$

1 mol de ácido acético produce = 22.4 litros (normalizados) y cambiando las condiciones de temperatura a temperatura ambiente (20°C), 1 mol= 24.04 litros de metano. Es decir 1g de DQO puede producir arriba de 373.66mL de gas metano a condiciones de temperatura y presión estándar y 400mL a temperatura ambiente (20°C).

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

En la experimentación se armaron y empacaron (con FORSU) 6 reactores anaerobios, los cuales operaron a 20, 30 y 40°C, todos ellos sometidos a un sistema de recirculación de lixiviados de alta carga orgánica. Con la finalidad de evaluar el efecto de los diferentes tratamientos (temperaturas) en el tratamiento biológico, se realizó una selección de variables que sirvieran de referencia en cuanto a la calidad del lixiviado efluente. La operación de recirculación en los 6 reactores empacados terminó a los 140 días de experimentación.

En éste capítulo se muestran, los resultados obtenidos en el análisis de dichas variables.

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

4.1.1 Caracterización de la FORSU.

Al inicio de la experimentación, los residuos utilizados para el empaque de las columnas presentaron 40% de humedad, 6.45 de pH y 78.4% de sólidos totales volátiles, estas características son similares a las reportadas por Valencia *et. al.*, (2009) 43.5 % de humedad y Bouallagui *et., al*, (2008) 6.5 de pH. En la Tabla 5 se muestra la caracterización final de los residuos de empaque, en la cual hubo una remoción de sólidos totales volátiles de 11 % para los reactores a 20 y 30°C y de 14% para los reactores a 40°C, siendo los residuos empacados a 40°C los que presentan un mayor índice de estabilización y asentamiento (hasta el 50% de asentamiento).

Tabla 5. Caracterización final de la FORSU empacada y sometida a régimen de recirculación.

Parámetro	Valores iniciales	20°C	30°C	40°C
Humedad (%)	40 ± 0.003	96.58 ± 0.0058	96.49 ± 0.068	96.51 ± 0.015
Ph	6.45 ± 0.012	10.21± 0.007	10.31± 0.31	10.72 ± 0.24
STV (%)	78.4 ± 0.048	69.5 ± 0.18	69.17 ± 0.57	67.70 ± 1.27
Remoción de STV (%)	-	11.35	11.76	13.63
Asentamiento (%)	-	36.11 ± 3.9	38.8± 7.9	50± 7.9

Valores promedio de 4 análisis, ± desviación estándar

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS RECIRCULADOS

4.2.1 Dinámica de la DQO y pH en los lixiviados recirculados

La fase hidrolítica de la DA fue de corta duración (Figura 5), ya que en la segunda semana de recirculación los reactores se encontraban en la fase ácida (disminución de pH a 6 para reactores a 20 y a 30°C; y 5 para los reactores a 40°C), dichos resultados coinciden con los obtenidos por Bilgili *et, al.*, 2007, quienes en los primeros 30 días detectaron la fase ácida de la degradación anaerobia obteniendo valores de pH en el rango de 4 a 6 en los reactores RESA con recirculación de lixiviados.

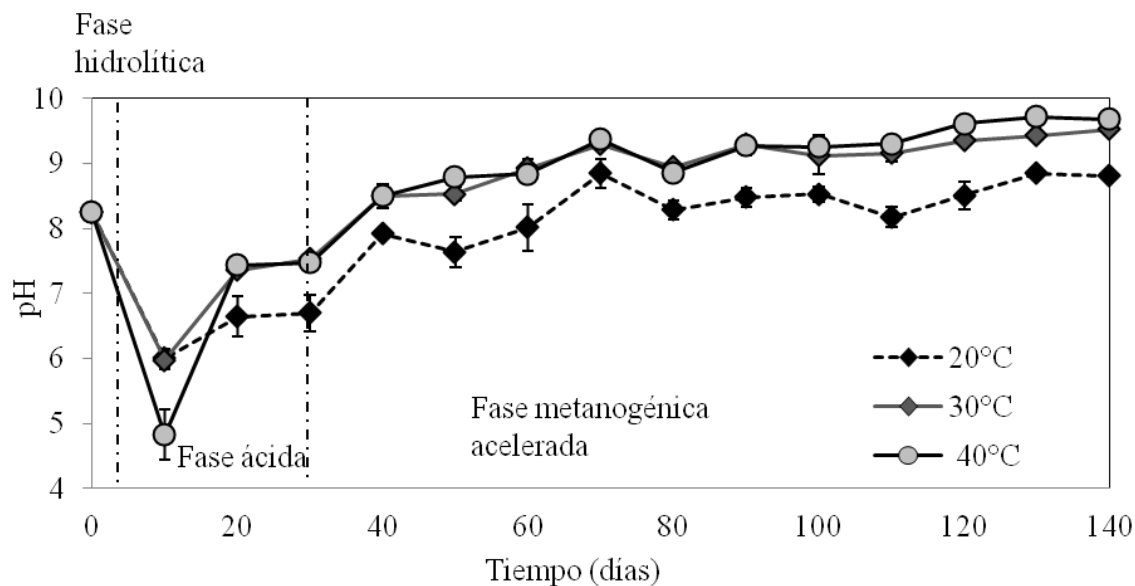


Figura 5. Dinámicas de pH en los lixiviados efluentes a 3 diferentes temperaturas. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

Acompañado de esta disminución de pH en los lixiviados hubo un aumento en la concentración de DQO de los mismos (de 36 a 41, de 35.9 a 50 y de 38.9 a 44.5 g/L para los reactores a 20, 40 y 30°C respectivamente) (Figura 6), todo esto sugiere una dilución y arrastre inicial de ácidos orgánicos volátiles de los residuos empacados. De acuerdo a lo reportado por Francois, *et al.*, (2006), y Sponza *et al.*, (2004), este decremento en los valores de pH provoca la disolución de algunos polímeros como la celulosa, los cuales no son degradados durante la hidrólisis, lo que a su vez provoca el aumento de la concentración de la DQO en los lixiviados.

Después del día 30 de experimentación y hasta el final de la misma el valor del pH se incrementó a valores 7.9 para los reactores a 20°C y 8.5 para los reactores a 40 y 30°C, realizando una prueba DHS (diferencia honestamente significativa) los reactores a 20 °C presentan una media de 7.96, mientras que los reactores a 30 y 40 °C presentan una media de 8.6, arrojando en el análisis de comparación de medias el mismo nivel de significancia lo cual indica que los lixiviados efluentes de los reactores en los tres tratamientos, no presentan diferencias significativas en cuanto a los valores de pH, lo que implica que el

arrastre y dilución de las sustancias, no fue significativamente diferente entre una temperatura y otra. Bilgili *et al.*, (2007) y Aziz *et al.*, (2010) reportan para digestores anaerobios con recirculación de lixiviados intervalos de pH (durante la fase de metanogénesis acelerada) de: 8 a 9 y de 6.93 a 8.26, respectivamente.

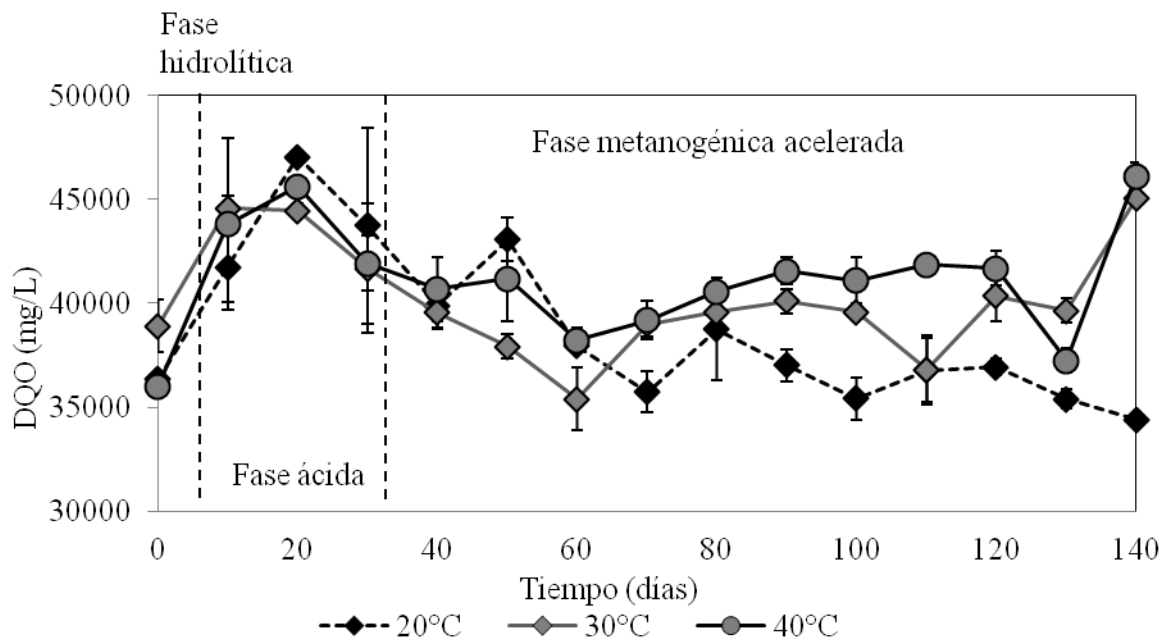


Figura 6. Dinámicas de DQO en los lixiviados, en los reactores a 3 diferentes temperaturas.

Los puntos son el promedio de 2 réplicas

A los 15 días y ya en la fase acidogénica las concentraciones de DQO alcanzaron valores de 47000, 44000 y 45000 mg/L para los reactores a 20, 30 y 40°C respectivamente. Sin embargo al día 140, el valor de la DQO para los reactores a 30°C fue de 45500 mg/L y de 45600 mg/L para los reactores a 40°C, este aumento observado es similar a lo reportado por Hao *et al.*, (2008), quienes detectaron un incremento constante en el valor de DQO en el final de la fase metanogénica acelerada. Esto no ocurrió para los reactores a temperatura ambiente, cuyo valor permaneció aproximado al que se observó desde el día 60 (36000 mg/L). Los reactores sometidos a 30 y 40°C respectivamente, no presentan diferencias significativas ya que la variación en el valor de sus medias

es de 1729 mg/L de DQO. Sin embargo, los reactores a temperatura ambiente sí presentan una diferencia significativa de DQO (con respecto a los reactores a 40°C), durante la etapa francamente metanogénica ya que la variación en el valor de sus medias es de 5062 mg/L. Sin embargo, los valores de ST y STV, fluctuaron a lo largo de la experimentación (Figura 7 y 8), especialmente para los sólidos totales. En el transcurso de la etapa metanogénica, los valores de sólidos totales presentaron un aumento del 17, 18 y 20.6% para los reactores a 20, 30 y 40°C respectivamente, y en los sólidos totales volátiles un aumento del 25.6, 36 y 33% para los reactores a 20, 30 y 40°C respectivamente. Alrededor del día 112 en los tratamientos a 40 y 30°C, acompañando el incremento de los valores de la DQO, se presentó un incremento en los valores tanto de sólidos totales como de sólidos totales volátiles, lo cual indicó el aumento de materia orgánica nuevamente en los lixiviados efluentes de los reactores a dichas temperaturas.

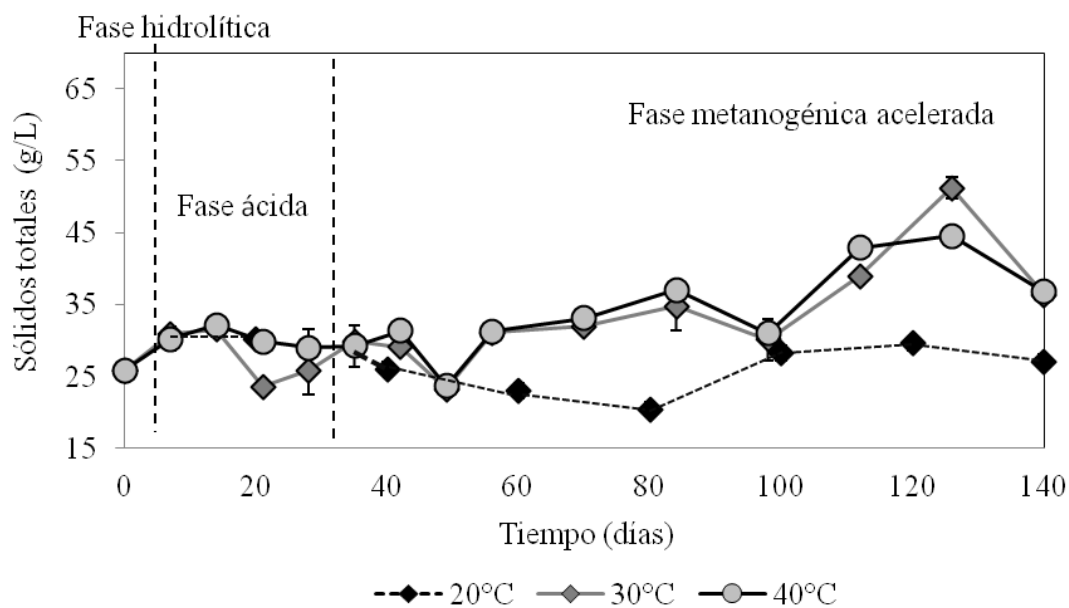


Figura 7. Sólidos totales en los lixiviados efluentes de los reactores a 3 diferentes temperaturas. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

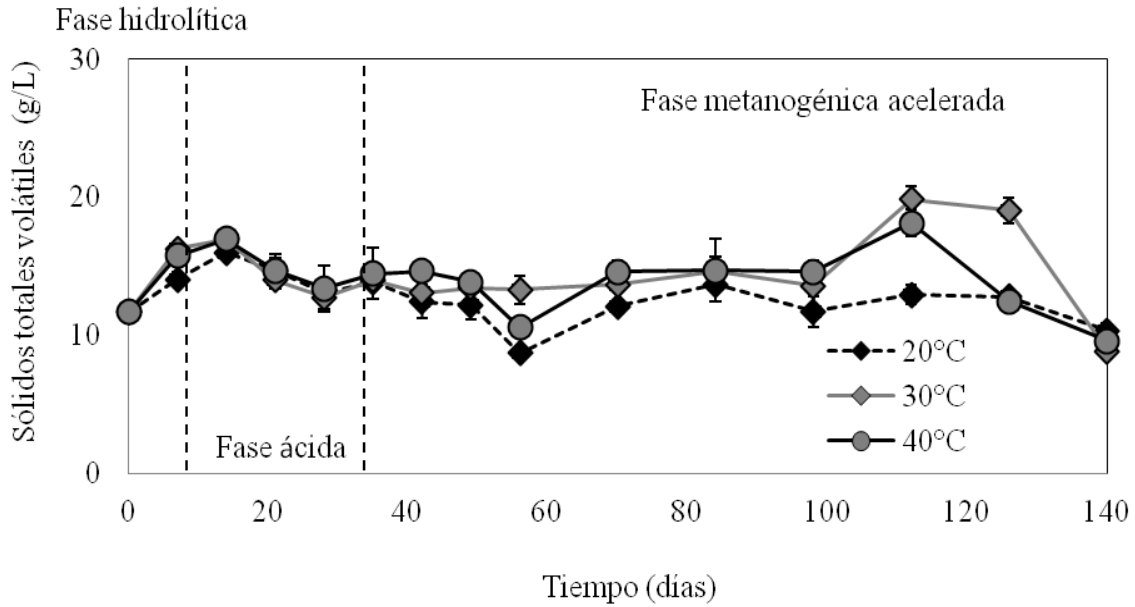


Figura 8. Comportamiento de sólidos totales volátiles en los reactores a 3 diferentes temperaturas. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

4.2.2 Dinámicas de ácidos orgánicos volátiles en los lixiviados recirculados

Como se esperaba, las concentraciones netas más altas de ácido acético y ácido propiónico (Figuras 9a y 9b), se detectaron durante la fase acidogénica. Después de esta fase los valores de ácido acético (para los tres tratamientos), presentaron una disminución del 95, 97, y 98 % para los reactores a temperatura ambiente, 30 y 40°C respectivamente (hasta el día 60), esto empata con el desarrollo de la etapa metanogénica acelerada los resultados obtenidos coinciden con lo reportado por Nayono *et al.* (2010) y Valencia *et al.* (2009), quienes mencionan un decremento del 50% en los valores de ácido acético debido a su utilización como sustrato para metano. Sin embargo los tratamientos a los que se sometieron los reactores no presentan una diferencia significativa en la remoción de ácidos orgánicos volátiles durante la experimentación, el análisis de DHS muestra una variación de apenas 5% en las medias de los valores obtenidos.

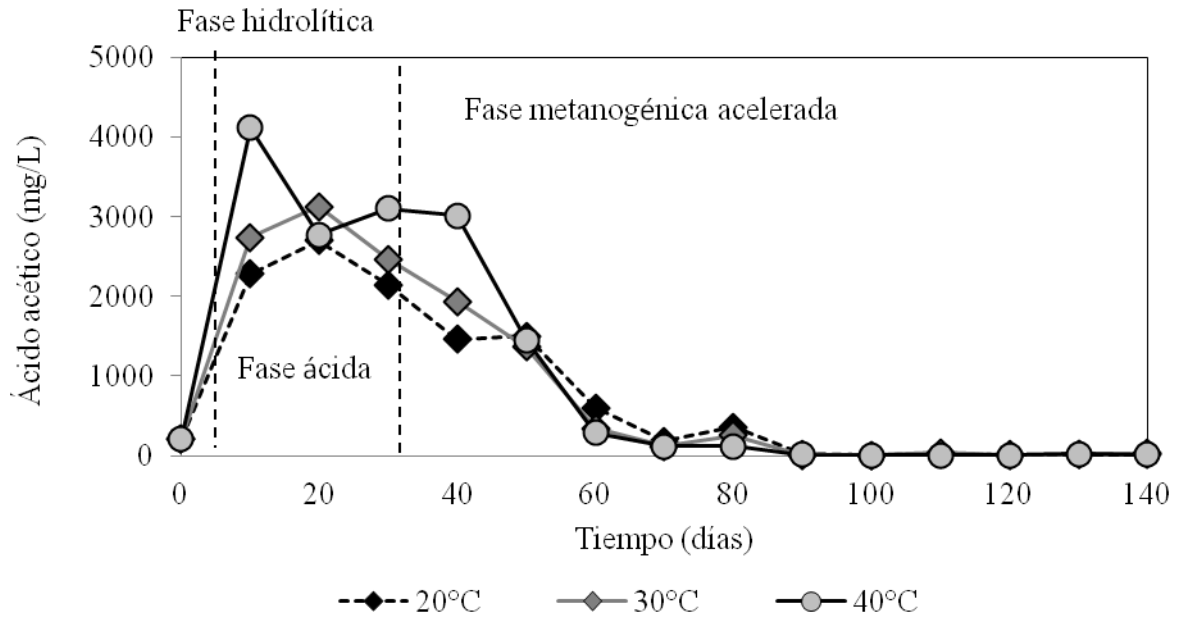


Figura 9a. Contenido de ácido acético en los lixiviados recirculados. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

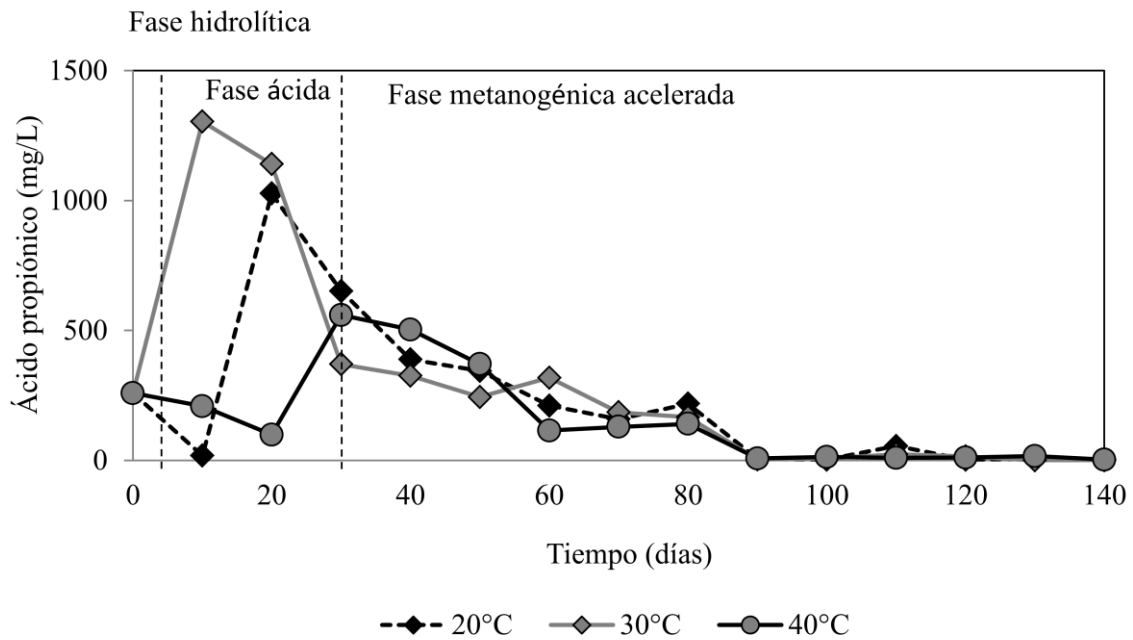


Figura 9b. Contenido de ácido propiónico en los lixiviados recirculados. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

4.3 CONTENIDO DE METANO EN EL BIOGÁS

En el biogás se pudo observar el inicio de la etapa metanogénica acelerada en el día 35 a partir del cual los reactores presentaron 37, 41 y 43% de metano para los reactores a 20, 30 y 40°C respectivamente. Tal como se observa en la figura 10, en el día 85 los reactores a 30 y 40°C ya habían alcanzado el máximo contenido de metano en el biogás (ambos presentaban 100% de metano), al mismo tiempo los reactores a 20°C alcanzaban un valor de solo 58% de metano.

El volumen acumulado de la producción de metano para los reactores fue de: 3.6, 16 y 22.5 L (normalizados) CH₄ kg⁻¹ STV, para los tratamientos 20, 30 y 40°C respectivamente (Figura 11).

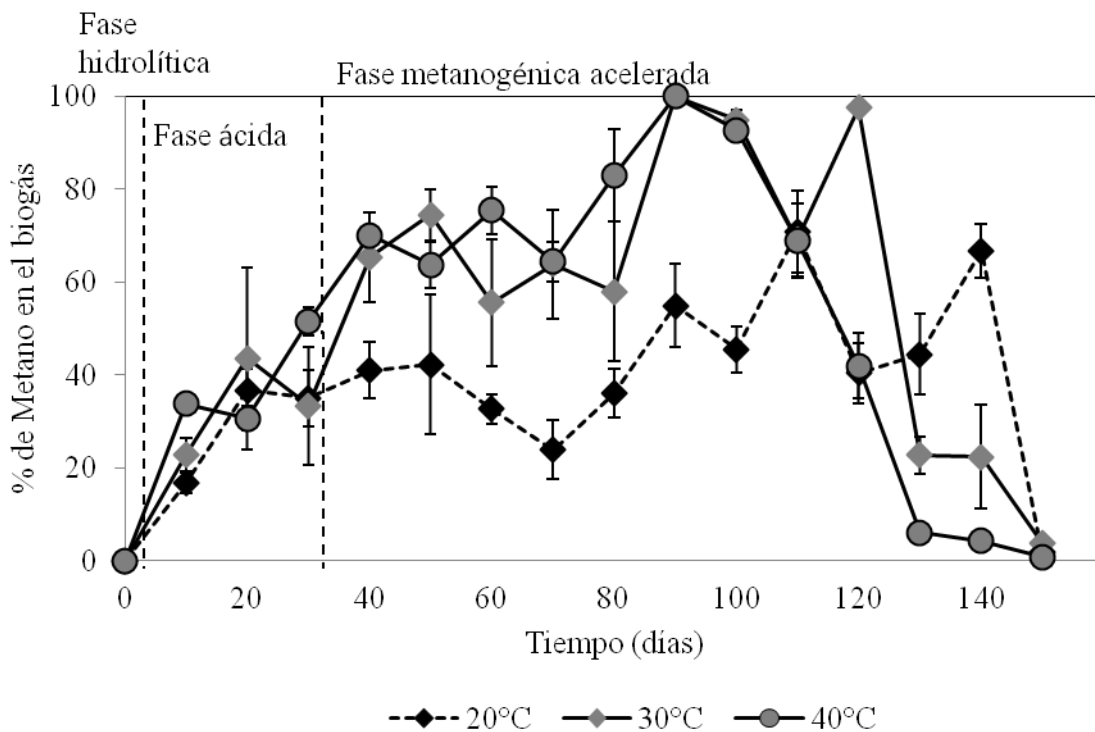


Figura 10. Porcentaje de contenido de metano en el biogás muestreado, en los reactores a 3 diferentes temperaturas. Los puntos son el promedio de 2 réplicas

En la Tabla 6, se hace una comparación de los resultados obtenidos por diferentes autores en procesos de digestión anaerobia.

Tabla 6. Reportes de producción de metano en procesos anaerobios.

Autor	Inóculo	Sustrato	Cantidad de Sustrato	L CH₄/kg STV*
Este trabajo	Lixiviados	FORSU	0.047 kg	3.6, 16 y 22.5
Este trabajo	Lodos	Lixiviados	75 mL	232.12
Yadvika, S. 2004	Lixiviados	FORSU	2.9 kg	300
Vazoller, F. R. 2001	Lixiviados	RSU	100 kg	85.1
Akunna, J.C. 2007	Lixiviados	RSU	0.06 kg	2.5
Shanmugam 2009	Lodos químicos	RS	400 mL	520
	Lodos activados residuales	RS	400 mL	360
Setiadi 2009		Lodos biológicos frescos	100 mL	240
		Opuntia	600 mL	590
Almeida 2010		Aloe-Opuntia	600 mL	370

*Litros normalizados

Teniendo en cuenta que se trabajó con lixiviados de alta carga orgánica, los resultados obtenidos en este trabajo son mayores que los obtenidos por Akunna et. al., (2007).

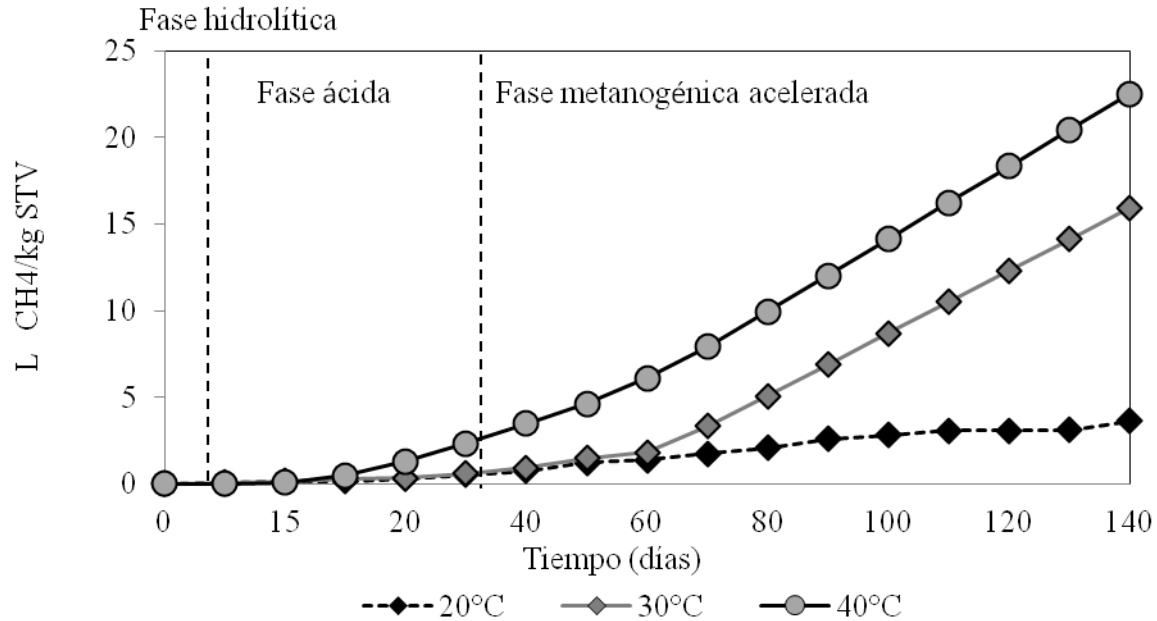


Figura 11. Producción acumulada de metano por kilogramo de sólidos volátiles en FORSU base seca, en los reactores anaerobios a 3 diferentes temperaturas. Los puntos son el promedio de 3 réplicas.

Además se determinó que los tres tratamientos son diferentes significativamente en la producción de metano durante la etapa metanogénica acelerada ya que el análisis por comparación de medias, para los tratamientos a 20°C es de 2.15 y los tratamientos a 30 y 40°C son de 6.7 y 11.5 respectivamente, (estos números representan diferentes niveles de significancia en las medias). Lo que indica que el mejor tratamiento para la obtención de metano, es a temperatura de 40°C, bajo las condiciones descritas para esta experimentación. Esto es posible debido a que las Archeas metanogénicas se desenvuelven mejor en rangos de temperatura de 30 a 40 °C, tal como lo reportan Cheng et, al (2000), cuyos resultados muestran que los reactores RESA que trabajaron en rangos mesofílicos producen un 30% más de metano que aquellos que trabajaron en régimen termofílico ya que las Arqueas metanogénicas bajo condiciones termófilas son más susceptibles a la inhibición.

4.4 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO DE LOS LIXIVIADOS

La recirculación de lixiviados en columnas empacadas con FORSU, es benéfica para aumentar la digestión anaerobia (DA) y la producción de metano (Barlaz *et al.*, 1990; Chugh *et al.*, 1998 Reinhart *et al.*, 2002; Sánchez 2006). Existen varios aspectos de la recirculación que pueden explicar este aumento: la distribución de nutrientes (Barlaz *et al.*, 1990), la humedad necesaria para las reacciones microbianas (Chugh *et al.*, 1998).

Para los lixiviados de alta carga orgánica, es posible que la DA de la FORSU se vea también beneficiada por la inclusión de este material. Las tasas obtenidas a partir de FORSU, como se explicó, son altas comparadas con algunos reportes (Tabla 6), pero se analizó el PBM del lixiviado para tratar de identificar la influencia de la adición del material orgánico y de humedad al sistema. El PBM del lixiviado fue de 232.12 L CH₄/kg STV, mayor a lo reportado por (Akunna *et al.* 2007), mientras que la tasa de generación de metano obtenida por los digestores fue de 3.6, 16 y 22.5 para los tratamientos a 20, 30 y 40°C, es decir solo un 1.5, 6.8 Y 9.6 % de metano de lo que se generó en las pruebas de PMB de los lixiviados, lo cual tiene varias implicaciones: (i) Es claro que la adición de material orgánico no fuera responsable por el aumento en las tasas de producción acumulada de metano (Figura 11), sino que la variable más influyente correspondió a las temperaturas estudiadas (Cheng *et al.* 2000; Westlake 1995; Youcai *et al.* 2002); (ii) que se pueden combinar con otro tipo de tratamiento biológico como fermentación anaerobia (Sun K. H *et al.* 2003) de manera que permitiera el aprovechamiento de dos fuentes de energía renovables como lo son el metano y el hidrógeno (producción de biohidrógeno por fermentación anaerobia de residuos alimenticios).

CONCLUSIONES

1. Al trabajar a temperaturas alejadas de la óptima para el régimen mesofílico (35°C), se presenta una diferencia en el tratamiento biológico de los lixiviados de alta carga orgánica, la recirculación de lixiviados no es un tratamiento efectivo cuando se manejan lixiviados cuya carga orgánica es 40g/L.
2. Por otro lado, la recirculación de lixiviados de alta carga orgánica es un procedimiento que ofrece ventajas en cuanto a la generación de metano, al mejorar las condiciones de la biometanización (distribución de nutrientes y de humedad), se producen cantidades de metano comparables a las generadas en plantas piloto de rellenos sanitarios (sin recirculación).

RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

1. En el caso de lixiviados de alta carga orgánica, es necesario emplear un tren de tratamiento (ya sea pre tratamiento o tratamiento terciario) que abarque más que solo el tratamiento biológico en este caso en particular la digestión anaerobia. Para lograr tratar efectivamente los lixiviados de 40 g/L.
2. Se sugiere llevar a cabo una experimentación, en la que exista además de los diferentes tratamientos, un control, en el cual solamente se recircule agua, para tener un punto de comparación de generación de metano únicamente de la FORSU.

VALIDACIÓN DE LA HIPÓTESIS

La utilización de diferentes temperaturas dentro del rango mesofílico en la recirculación de lixiviados de alta carga orgánica a través de una columna de la FORSU en etapa francamente metanogénica constituye un método efectivo de remoción de la carga orgánica (NO ES VALIDO PARA NINGUNA DE LAS TEMPERATURAS OPERADAS, DADO QUE LA REMOCIÓN FINAL DE CARGA ORGÁNICA FUE DE MÁXIMO 13% de la DQO INICIAL PARA EL REACTOR DE 20°C) y para aumentar la producción de metano (VALIDA YA QUE LA PRODUCCIÓN DE METANO FUE DE HASTA 16 L CH₄/kg STV)

CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto que produce la recirculación de lixiviados con alta carga orgánica sobre la biodegradabilidad anaerobia de la FORSU operando temperaturas mesofílicas.

CUMPLIDO ✓

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Diseña, construir y poner en marcha reactores anaerobios para la biometanización de la FORSU a temperaturas mesofílicas

CUMPLIDO ✓

2. Evaluar el efecto de la temperatura en la degradación de los lixiviados con altas cargas orgánicas (en términos de DQO).

CUMPLIDO ✓

3. Evaluar el efecto de las temperaturas mesofílicas sobre la producción de biogás y el contenido de metano durante la biodegradabilidad de FORSU aplicando recirculación en las columnas.

CUMPLIDO ✓

4. Conocer el potencial bioquímico de metano del lixiviado estudiado.

CUMPLIDO ✓

REFERENCIAS

- **Akunna, J. C., Hazan, K., Kerr, K. 2007.** Methodology for Estimating the Methane Potential of a Closed Landfill. *Waste Technology and Management.* (35), 3: 10-20.
- **Barlaz, M., Rooker, A., Kjeldsen, P., Gabr, M., Borden, R., 2002.** A Critical Evaluation of Factors Required to Terminate the post-closure Monitoring Period at Solid Waste Landfills. *Environmental Science and Technology* 36 (16), 3457–3464.
- **Barlaz, M. A., Eleazer, W.E., Odle, W. S., Qian, X., Wang, Y. S. 1997.** Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills. *Research and Development EPA.* 71: 1-6.
- **Barlaz, M., Schaefer, M. y Ham, K. 1990.** Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. *Applied and Environmental Microbiology* (1):55-65.
- **Benson, C. H., Barlaz, M. A., Lane, D. T., Rawe, J. M. 2007.** Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management.* 27: 13 - 29
- **Bilgili, S. M., Demir, A., Zkaya, B. O. 2007.** Influence of Leachate Recirculation on Aerobic and Anaerobic Decomposition of Solid Wastes. *Journal of Hazardous Materials* 143: 177–183.
- **Blight, G. E., Fourie, A. B., Morris, W. F., Rohrs, L. H. 2000.** The effects of climate and waste composition on leachate and gas quality: an updated report of work in South Africa *Waste Manage Research:* 18: 393-401
- **Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben, R. C., Hamdi. 2005.** Bioreactor Performance in Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Wastes. *Process Biochemistry.* 40: 989–995.

- **Boda, B. 2002.** Evaluation of Stability Parameters for Landfills. MSc. Thesis. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. (unpublished).
- **Bu, L., Wang, K., Zhao, K-L, Wei, L-L, Zhang, L., Yang, J.C. 2010.** Characterization of Dissolved Organic Matter During Landfill Leachate Treatment by Sequencing Batch Reactor, Aeration Corrosive Cell-Fenton, and Granular Activated Carbon in Series. *Journal of Hazardous Materials* 179: 1096–1105.
- **Chen, Y. M., Zhan. L. T., Wei, H. K. 2009.** Aging and Compressibility of Municipal Solid Wastes. *Waste Management*. 29: 86-95.
- **Cheng, R. Y., Dong, S., Myung, K., Sung, T. L. 2000.** Inhibitory Effect of Hardwood Lignin on Acetate-Utilizing Methanogens in Anaerobic Digester Sludge. *Biotechnology Letters*, 22: 1531–1535.
- **Chiang, K. Y., Tsai, C. C., Wang, K. S. 2009.** Comparison of Leaching Characteristics of Heavy Metals in APC Residue. *Waste Management*. 29: 277-284
- **Chugh, S., Clarke, W. 1998.**Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation. *Waste Manage Research* (16) 6: 564-573.
- **Davidsson, A., Gruvberger, C., Christensen, T., Hansen, T. 2007.** Methane Yield in Source-Sorted Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Waste Management*. (27): 406-414.
- **Dong, L., Zhenhong, Y., Yongming, S. 2010.** Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). *Bioresource Technology* 101: 2722–2728
- **EPA (Environment Protection Agency), CalRecovery Inc. 1997.** Capítulo 11. Rellenos Sanitarios. <http://www.bvsde.paho.org/bvsars/fulltext/guia/cap11.pdf> (Accesada en marzo del 2010).
- **Forster, T., Carneiro, M. P., Romero, L.I. 2008.** Thermophilic Anaerobic Digestion of Source-Sorted Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Bioresource Technology* 99: 6763–6770.

- **Francois, V., Feuillade, G., and Matejka, G. 2006.** Leachate Recirculation Effects on Waste Degradation: Study on columns. *Journal of Hazardous Materials*. 07 (28): 123-137.
- **Griffth, M., Trois, C. 2006.** Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality. *Water S.A.* 32 (3):307-313.
- **Hai-Lou, X., Jing-Yuan, W., Joo-Hwa, T. 2002.** A Hybrid Anaerobic Solid-Liquid Bioreactor for Food Waste Digestion. *Biotechnology Letters*. 24: 757–761.
- **Halim, A. A., Aziz, A. H., Johari, M. A. M., Ariffin, K. S., Adlan, M. N. 2010.** Ammoniacal Nitrogen and COD Removal from Semi-Aerobic Landfill Leachate Using a Composite Adsorbent: Fixed Bed Column Adsorption Performance. *Journal of Hazardous Materials*. 175: 960–964.
- **Hao, Y. J., Wu, W. X., Che, Y. X. 2008.** Municipal Solid Waste Decomposition Under Oversaturated Condition in Comparison with Leachate Recirculation. *Process Biochemistry*. (43):108–112
- **Hermosilla, D., Cortijo, M., Huang, C.P. 2009.** Optimizing the Treatment of Landfill Leachate by Conventional Fenton and Photo-Fenton Processes. *Science of the Total Environment* 407: 3473–3481.
- **Hernández, B. M., González, L. I., Alvarado, V. M. 2005.** Estudio de la Evolución de los Residuos Sólidos Urbanos de Metepec en Biorreactores Piloto. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca.
- **Hernández, B. M., Mañón, S. C., Sánchez, Y, J., Lugo, J., Márquez, B. L. 2010.** Influence of Recycling Different Leachate Volumes on Refuse Anaerobic Degradation. *The Open Waste Management Journal* 3: 155-166.
- **Henry, G . J., Prasad, D., Young, H. 1997.** Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter, *Water Research*. (21):1395–1399.
- **Henry, G. J. 1999.** Residuos sólidos. En: *Ingeniería Ambiental*. Prentice Hall, México D.F. Cap. 14: 567-617.
- **Jaramillo, J. 2002.** Guía para el Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios Manuales.

<http://www.bvsde.paho.org/bvsars/e/fulltext/rellenos/rellenos.pdf> (Accesada en marzo del 2010).

- **Kettunen R. H., Rintala J. A. 1997.** The Effect of Low Temperature (5 ± 29 °C) and Adaptation on the Methanogenic Activity of Biomass. *Applied and Environmental Microbiology* 48: 570-576.
- **Li, Y., Wang, L., Zheng, S., 2008.** Removal of Pollutants of Landfill Leachate by Recirculation. *Journal of Wuhan University of Technology-Mater.* 6:281-285
- **Mata, J. 2003.** Fundamentals of the Anaerobic Digestion Process. In *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Pub, London. Cap 1. 1-18.
- **Mohajeri, S., Abdul, A. A., Hasnain, M, I., Ali, Z. 2010.** Statistical Optimization of Process Parameters for Landfill Leachate Treatment Using Electro-Fenton Technique. *Journal of Hazardous Materials* 176: 749–758.
- **Nayono, E. S., Gallert, C., Winter, J. 2009.** Foodwaste as a Co-substrate in a Fed-batch Anaerobic Biowaste Digester for Constant Biogas Supply. *Water Science and Technology*. 56: 1169-1178.
- **Nayono, E. S., Gallert, C., Winter, J. 2010.** Co-digestion of Press Water and Food Waste in a Biowaste Digester for Improvement of Biogas Production. *Bioresource Technology*. 101: 6998–7004
- **Qarani, A. S., Abdul, A. H., Suffian, Y. M., Bashir, J. K. 2010.** Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study
- **Reinhart, D. R., McCreanor, P. T., Townsend, T. 2002.** The Biorreactor Landfill: Its Status and Future. *Waste Management and Research*. (20): 172–186
- **Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S. 2008.** Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. *Journal of Hazardous Materials* (150): 468–493.
- **Robles, F. 2008.** Generación de Biogás y Lixiviados en los Rellenos Sanitarios. Publicaciones Instituto Politécnico Nacional, México D.F. 115pp.
- **Sanphoti, N. S., Towprayoon, P., Nopharatanad, C. 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.

- **Sánchez, G., J. 2006.** Bio-rellenos Metanogénicos: Opción Sustentable para la Disposición Final de los Residuos Sólidos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*. (1) 1: 3-20.
- **SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007.** Ley General Para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Última reforma publicada. <http://www.profepa.gob.mx/NR/rdonlyres/ECB13E70-FB0C-4C35-B042-5FE59545AF09/6266/LGPGIR.pdf> (Accesada en Septiembre 2009).
- **SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2009.** Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Servicios y Publicaciones Grande, México D.F. 170 pp.
- **Shalini, S., Obuli, P., Karthikeyan., Kurian, J. 2010.** Biological Stability of Municipal Solid Waste from Simulated Landfills Under Tropical Environment. *Bioresource Technology*. 101 (3): 845-852.
- **Sponza, D. T., Agdag, O. N. 2004.** Impact of Leachate Recirculation and Recirculation Volume on Stabilization of Municipal Solid Wastes in Simulated Anaerobic Bioreactors. *Process Biochemistry*, 39 : 2157–2165.
- **Suna, E., Turgut, T., Orhan, Y. 2007.** Comparasion of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills. *Bioresource Technology*. (99):5418-5426.
- **Tatsi, A. A., Zouboulis, A.I. 2002.** A Field Investigation of the Quantity and Quality of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill in a Mediterranean Climate Thessaloniki, Greece. *Advances in Environmental Research* 6: 207- 219
- **Taconi, K. A., Zappi, M. E., French, W. T., Brown, L. R. 2008.** Methanogenesis Under Acidic pH Conditions in a Semi-Continuous Reactor System. *Bioresource Technology*. (99): 8075-8081

- **Tchobanoglous, G., H. Theisen, y S. Vigil. 1994.** Evacuación de residuos sólidos y rechazos. En: *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Ed. McGraw-Hill, México D.F. Cap. 11, 407-604.
- **Vazoller, R. F., Gomes, P. L., Baldochi, Z. M., Fortes, M. D., Badra, J. R. 2001.** Biodegradability Potential of Two Experimental Landfills in Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*. 32 : 87 – 92.
- **Westlake, K. 1995.** *Landfill Waste Pollution and Control*. Albion Publishing. Chichester, U.K. 34-69 p.p.
- **Wreford, K. A., Atwater, J. W., Lavkulich, L. M. 2000.** The Effects of Moisture Inputs on Landfill Gas Production and Composition and Leachate Characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog. *Waste Management Research*. 18: 386 – 392.
- **Yadvika S., Sreekrishnan T.R., Kohli, S., Ranal, V. 2004.** Enhancement of Biogas Production From Solid Substrates Using Different Techniques a Review. *Bioresource Technology*. 10 – 20.
- **Youcai, Z., Hua, L., Jun, w., Guowei, G. 2002.** Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter. *Journal of Environmental Engineering*. 7(128): 662-668.
- **Ziyang, L., Youcai, Z., Tao, Y. 2009.** Natural Attenuation and Characterization of Contaminants Composition in Landfill Leachate Under Different Disposing Ages. *Science of the Total environment* (407):3385-3391.
- **Zouboulis, A. I., Loukidou, M. X., Christodoulou, K. 2001.** Enzymatic Treatment of Sanitary Landfill Leachate. *Chemosphere*. 44: 1103-1108.

APÉNDICES

1. Composición de residuos en los cuatro sectores del relleno sanitario de Guanajuato, Guanajuato.

Tabla 7. Conformación porcentual de la FORSU.

FORSU	SECTOR I	SECTOR II	SECTOR III	SECTOR IV
Algodón	0	0	0	0
Cartón	4.17	2.39	6.09	4.55
Cuero	0.06	0.73	0.15	0.31
Hueso	0.53	0.23	3.71	0
Madera	0.36	0.29	0.59	0.62
Papel	8.91	6.93	8.23	9.04
Residuos alimenticios	44.93	49.59	44.94	45.99
Residuos de jardinería	1.07	1.23	0.37	0.58
TOTAL	60.03	61.39	64.08	61.09

Cálculos para realizar la determinación de la FORSU en gramos para cada reactor:

Densidad= 600kg/m³

Volumen (por reactor) =412 ml

$$m = \rho * V$$

$$m = 247.20 \text{ gr de FORSU por reactor}$$

Armado de los reactores



Imagen 1. Cuerpo, fondo y domo de las columnas antes del montaje



Imagen 2. Columnas empacadas y selladas herméticamente.



Imagen 3. Sistemas de recirculación montados en las columnas empacadas.

2. Determinación de litros de metano y biogás en los reactores anaerobios.

Para calcular la cantidad en litros de biogás y metano producido en los reactores requieren los siguientes datos:

- Volumen medido de biogás (semanal)
- Lectura de uL de metano (del cromatógrafo CP-3800)

La fórmula que se aplica para obtener el cálculo de volumen producido de metano es:

$$\text{Volumen de } CH_4 = \frac{\mu L CH_4}{10} * \text{Volumen}(ml) \text{ de biogás}$$

3. Determinaciones analíticas

3.1 Determinación del contenido de humedad en la FORSU

a. Se ponen a peso constante tres cápsulas de porcelana de la siguiente manera:

- Lavar las cápsulas y enjuagar con agua destilada.
 - Una vez que las cápsulas estén secas, se pesan en la balanza analítica y se registra el resultado.
 - Se meten las cápsulas a la estufa o mufla a 120°C durante 24 h.
 - Sacar las cápsulas de la mufla y meterlas al desecador 1 hora para que alcancen la temperatura ambiente.
 - Registrar de nuevo el peso de las cápsulas.
 - Repetir ciclos de pesado y secado hasta que las cápsulas queden a peso constante.
- b. Tomar 3 cápsulas del desecador a peso constante.
- c. Las cápsulas se pesan en la balanza analítica y se anota su peso (A).
- d. Agregar 5 g a cada cápsula de la muestra a determinar su porcentaje de humedad y anotar el peso con 4 cifras significativas.
- e. Introducir en la estufa o mufla a 105°C durante 24 horas.
- f. Al pasar las 24 horas sacar las cápsulas con pinzas para crisol, pesarlas y anotar su peso (B).

g. restar el peso conocido de la cápsula y anotar el dato en una tabla de la siguiente forma:

A (g)	B (g)	C	%H
Peso de la cápsula seca	Peso de la cápsula + muestra seca	Peso de B - A	

h. calcular el porcentaje de humedad de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$H = \left[\frac{A - C}{A} \right] * 100$$

A= peso promedio inicial de las cápsulas

C= peso promedio final de las cápsulas

3.2 Determinación de sólidos totales en el lixiviado

Para estas determinaciones se utilizaron los siguientes equipos y materiales:

- Balanza analítica marca Explorer^R Pro
- Estufa de circulación forzada marca RIOSSA modelo HCF-41
- Mufla marca Fisher Scientific^R
- Cápsulas de porcelana o metálicas a peso constante
- Pinzas para cápsula
- Desecadores con sílica
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 µl
- Puntillas de plástico para micropipeta

Una vez estabilizada y calibrada la balanza analítica, utilizando las pinzas se coloca en el plato de ésta la cápsula de porcelana previamente calcinada y a peso constante (G). Se registra el peso con 4 dígitos decimales y mediante la micropipeta se adicionan 3 ml de la muestra de lixiviados muestreados. Se debe homogenizar la muestra cada vez que se toman 1000 µl con la micropipeta. Se registra el peso e inmediatamente se introduce la cápsula con la muestra en la

estufa, previamente estabilizada a 105 °C. Esta operación se repite con cada muestra por duplicado.

Después de 1.5 horas, con ayuda de las pinzas se sacan las cápsulas de la estufa y se introducen en los desecadores, dejándose ahí por 30 minutos para que alcancen la temperatura ambiente. Una vez transcurrido el tiempo, se pesa y se registra nuevamente su valor (G1). La NMX-AA-034-SCFI-2001 recomienda volver a introducir la cápsula con muestra seca a la estufa (20 minutos) y sacarla a enfriar a un desecador (30 minutos) hasta alcanzar peso constante (variación entre pesos no mayor a 0.5 mg). La determinación de los ST se realiza mediante la ecuación 8.2.1 a:

$$ST = \frac{G_1 - G}{V} * 1000 \quad (\text{Ec.8.2.1 a})$$

Donde:

ST: son los sólidos totales, en g/L;

G1: es el peso de la cápsula con la muestra seca, en g;

G: es el peso de la cápsula vacía, en mg a peso constante, y

V: es el volumen de muestra, en ml.

3.3 Determinación de sólidos totales volátiles en el lixiviado

Para la determinación de los SVT se utilizan las cápsulas con las muestras de ST; se introducen en la mufla a 550°C durante una hora, para después ser transferidas a la estufa (previamente estabilizada a 105 °C) y dejarlas dentro durante media hora. Se ponen a enfriar hasta temperatura ambiente dentro de un desecador durante otra media hora. Transcurrido este tiempo son nuevamente pesadas y registradas. Se introducen en la estufa (20 minutos), se dejan en un desecador (30 minutos) y se pesan hasta tener peso constante (G2). Para determinar los SVT se utiliza la ecuación 8.2.1 b.

$$.STV = \frac{G_1 - G_2}{V} * 1000 \quad (\text{Ec.8.2.1 b})$$

Donde:

SVT: es la materia orgánica total, en g/L.

G2: es el peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en g.

3.4 pH

Cada vez que se mida el pH de una muestra, el electrodo debe de ser enjuagado con agua destilada y siempre se debe mantener en el frasco de solución buffer:

1. Conectar el electrodo al instrumento
2. Encender el instrumento con la tecla "pH"
3. Introducir el electrodo y el sensor de temperatura en la solución patrón de pH 7.00 y permitir que la lectura se estabilice.
4. Ajustar la perilla de calibración *pH calíbrate*, hasta que el medidor indique el valor pH 7.00 de la solución patrón.
5. Retirar el electrodo y el sensor de temperatura de la solución patrón y enjuáguelos con agua destilada, pero no debe secar el electrodo.

6. Introducir el electrodo en la solución a medir y leer el valor pH del medidor. Si el valor de la solución no está entre ± 3 unidades de pH de la solución patrón (7.00 pH), se necesita hacer una calibración a dos puntos.
7. Después de cada medición retirar el electrodo y el sensor de temperatura y enjuagarlos con agua destilada.

3.5 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Para esto se utilizan los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Digestor marca HACH, modelo DR200
- Espectrofotómetro marca HACH, modelo DR/2500
- Matraces aforados de 100 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μ l
- Puntillas de plástico para micropipeta
- Tubos con reactivo para 1500 mg/L marca HACH
- Agua destilada

La muestra debe ser agitada cada vez que se toman 1000 μ l con la micropipeta. Una vez cerrado con su tapón, se agita inclinándolo suavemente para mezclarlo. Esta preparación se realiza por duplicado para cada muestra de lixiviado.

Una vez preparados todos los tubos con reactivo HACH para DQO, se colocan en el digestor DR200 previamente estabilizado a 150°C y se dejan digerir por 2 horas conforme al programa para DQO de dicho digestor. Terminada la digestión se dejan enfriar a temperatura ambiente. Se calibra el espectrofotómetro DR/2500 y se determina la cantidad de DQO en mg/L a la longitud de 620 nm mediante el programa “435 COD HR Limit 1500 mg/L” de este equipo.

3.6 Determinación de ácidos grasos volátiles

La determinación de AOV en las muestras de lixiviados producidos se realizó por duplicado, adecuando el método reportado por Nitayapat (2003). Para esto se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Cromatógrafo de Gases marca VARIAN, modelo CP5800
- Centrífuga 5415D marca EPPENDORF
- Vórtice marca APOLLO
- Tubos Eppendorf de 2 ml
- Viales cromacol con septa de 2 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μ L
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 250 μ L
- Puntillas de plástico para micropipeta.
- Jeringa de cromatografía para líquidos de 5 μ L
- Agua destilada
- Acido fórmico, HCOOH marca Fluka
- Acido acético glacial, CH₃COOH marca J.T. Baker
- Acido propiónico, CH₃CH₂COOH marca Fermont

Para preparar las muestras se sometió a los lixiviados a una filtración con material de micro-fibra de vidrio, una vez filtrada y centrifugada la muestra, se agregaron 900 μ L de muestra y 100mL de ácido fórmico a viales cromacol, dejando así listas las muestras para conservar a 4°C hasta su análisis.

La determinación de AOV se llevó a cabo mediante un cromatógrafo de gases, con detector de ionización de flama (FID) conectado vía una interfaz a una computadora con el software Galaxy 2000. Previo mezclado con un vórtice de la muestra acidificada, se inyectó 1 μ L con una jeringa para líquidos de 5 μ L a una columna cromatográfica de acero inoxidable empacada con 3% Carbowax 20M + 0.5% H₃PO₄, Cromosor WHP 20-200 Mesh y threshold de 5.0.

Se utilizó un flujo de 25 ml/min. El inyector y el detector FID se mantuvieron a 210 y 220 °C, respectivamente. Cabe mencionar, que cada vez que se encendió el Cromatógrafo de Gases VARIAN 3800, se realizó una curva de calibración. Para ello se prepararon las siguientes soluciones:

Mezcla 1-10: 1 mM ácido propiónico y 10 mM ácido acético.

Mezcla 20-40: 20 mM ácido propiónico, 40 mM ácido acético.

Mezcla 50-100: 50 mM ácido propiónico, 100 mM ácido acético.

De cada una de las soluciones se vertió 0.9 ml en un vial cromacol y se le adicionó 0.1 ml de ácido fórmico. Los viales cromacol se mezclaron con el vórtice y se realizaron 3 inyecciones de 1.0 µL de cada uno de ellos.

3.7 Porcentaje de metano en el biogás

Técnica 30-90cmeth

1. Se mantiene la presión de los gases del cromatógrafo a: 80 psi para nitrógeno, 40 psi para hidrógeno y 60 psi para aire.
2. Realizar el cambio de septo, cuidando que sea colocado adecuadamente, una vez cambiado el septo se prende el cromatógrafo se abre el programa Galaxy Work Station.
3. En el programa se da click: File → New sequence. Aparece una ventana en donde se tiene que dar click en Ok → poner el nombre a la secuencia y se tiene que poner el número de análisis que se desea.
4. En la columna de método se introduce o se elige methane 30-90cmeth y en la parte superior de la columna se da click derecho y se elige file block

5. En la última muestra en la columna de método se elige APAGADO METH, para que al terminar el cromatógrafo Varian cp-3800 se enfrié.
6. Antes de comenzar a inyectar se debe cuidar que tanto el cromatógrafo CP-3800 y el programa Galaxy estén listos.
7. Para iniciar a leer se deben hacer 10 lecturas de metano y posteriormente las muestras, intercalando entre ellas una lectura de metano, lo que se inyecta es 20 μ L de muestra.
8. Antes de cerrar el programa se debe quitar la paloma en la parte de sistema, para evitar problemas con las siguientes lecturas. Una vez quitada la paloma del CP-3800, se puede cerrar el programa y apagar el cromatógrafo.

Tabla 8. Promedio de: pH, ST y STV en los reactores a los diferentes rangos de temperatura en el régimen mesofílico.

Día	20°C		30±2°C		40±2°C	
	pH	Desviación E.	pH	Desviación E.	pH	Desviación E.
0	8.25	0	8.25	0	8.25	0
7	6	0.141	5.97	0.141	4.83	0.389
14	6.64	0.304	7.36	0.028	7.44	0.049
21	6.7	0.283	7.53	0.042	7.48	0.035
28	7.92	0.035	8.49	0.184	8.5	0.134
35	7.64	0.233	8.525	0.106	8.79	0.12
42	8.02	0.361	8.925	0.148	8.84	0.134
49	8.85	0.219	9.29	0.042	9.36	0.014
56	8.28	0.141	8.94	0	8.86	0.049
70	8.48	0.12	9.29	0.283	9.27	0.14
84	8.53	0.219	9.11	0.007	9.25	0.191
98	8.2	0.049	9.2	0.071	9.3	0.071
112	8.51	0.219	9.35	0.007	9.61	0.042
126	8.84	0.071	9.42	0.057	9.72	0.007
140	8.81	0.049	9.52	0	9.68	0.078

Día	20°C		30±2°C		40±2°C	
	ST	Desviación E.	ST	Desviación E.	ST	Desviación E.
0	25.833	0	25.833	0	25.833	0
7	27.28	0.295	30.94	0.412	30.29	1.662
14	30.23	0.495	31.58	0.648	32.19	0.412
21	29.14	1.992	23.58	0.365	29.89	0.884
28	26.09	1.072	25.86	3.312	29.03	2.475
35	27.55	0.021	29.91	0.53	29.27	2.92
42	23.033	5.46	29.09	0.412	31.39	0.153
49	19.9412	0.9538	23.26	0.707	23.69	0.907
56	20.49	3.5712	31.18	0.907	31.29	1.37
70	26.32	0.4	31.96	0.81	33.11	0.71
84	25.50	0.8	30.99	0.98	31.34	0.89
98	25.10	1.178	30.13	2.87	31.05	0.826

112	29.61	0.26	39.91	0	42.93	0.89
126	27.9	0.25	54.14	0.083	44.55	0.16
140	27.14	0.96	35.77	0.87	36.76	0.94
	20°C		30±2°C		40±2°C	
Día	STV	Desviación E.	STV	Desviación E.	STV	Desviación E.
0	11.67	0	11.67	0	11.67	0
7	14.055	0.53	16.25	0.184	15.77	0.622
14	15.965	0.403	16.95	0.608	16.94	0.438
21	14.68	1.202	13.975	0.573	14.69	0.863
28	13.09	0.551	12.76	0.8626	13.37	1.697
35	13.875	0.2899	13.975	0.3606	14.44	1.8526
42	12.435	1.223	13.08	0.1414	14.635	0.4737
49	12.19	1.074	13.45	0.311	13.87	0.5939
56	8.7	0.31	13.92	1.02	10.57	0.25
70	12.075	0.01	13.65	0.32	14.6	0.78
84	10.8	0.7	13.45	0.5	13.9	0.6
98	11.72	1.15	13.59	1.82	14.58	0.53
112	12.95	0.7	201	0.99	18.11	0.98
126	12.8	0.09	19.02	0.97	12.47	0.42
140	10.3	0.54	8.85	0.028	9.58	0.21

Tabla 9. Promedio de DQO, en los reactores a los diferentes rangos de temperatura en el régimen mesofílico.

Día	20°C		30±2°C		40±2°C	
	DQO	Desviación E.	DQO	Desviación E.	DQO	Desviación E.
0	36339.47	227.03	38900	1272.79	35995	134.35
7	41737.5	1679.38	44562.5	618.72	50125	4808.33
14	47062.5	3199.66	44462.5	335.88	45625	388.91
21	43737	4719.23	40687.5	1714.73	41937.5	1325.83
28	39875	1131.37	39562.5	760.14	40687.5	1537.96
35	43075	1060.66	37912.5	583.36	41175	2015.25
42	37950	141.42	35400	1484.92	38225	601.04
49	35737.5	972.27	38987.5	618.72	39175	919.24
56	38750	2474.87	39600	70.71	40550	459.62
70	37025	777.82	40100	601.04	41550	636.4
84	35412.5	1007.63	40700	1272.72	33913.5	975.5
98	36775	1661.70	40800	1414.21	42475	106.07
112	36950	424.6	49475	388.91	47103	499.22
126	35400	456	49325	600	48125	567
140	39075	35.36	46275	1732	48900	212.13

Tabla 10. Promedio del porcentaje de metano contenido en el biogás (% CH₄), en los reactores a los diferentes rangos de temperatura en el régimen mesofílico.

Día	20°C		30±2°C		40±2°C	
	% CH ₄	Desviación E.	% CH ₄	Desviación E.	% CH ₄	Desviación E.
0	0	0	0	0	0	0
7	16.69	2.19	22.76	3.59	33.76	1.4
14	36.74	4.54	43.54	19.54	30.57	2.62
21	12.86	6.06	33.39	12.66	51.51	3.08
28	26.76	6.13	65.4	9.63	70	1.48
35	42.24	15.11	74.53	5.53	63.74	4.98
42	32.66	3.17	55.52	13.63	75.39	5.03
49	23.87	6.26	63.87	11.72	64.35	4.39
56	36	5.19	57.96	29.27	82.95	23.81
70	54.86	14.5	102.24	10.04	104.55	7.23
84	45.45	19.78	96.87	9.88	90.57	10.85
98	70.77	78.84	97.47	2.59	68.89	8.12

Tabla 11. Seguimiento de la producción de biogás en los reactores anaerobios a 3 diferentes temperaturas (Litros normalizados de metano /semana).

Días	20°C	30±2°C	40±2°C
7	0	0	0
14	0.012	0.106	0.025
21	0.014	0.074	0.117
28	0.005	0.077	0.616
35	0.026	0.118	0.809
42	0.040	0.094	0.417
49	0.044	0.203	0.243
56	0.088	0.372	0.000
63	0.035	0.660	0.602
70	0.065	1.194	0.666
84	0.065	0.465	0.417
98	0.103	0.100	0.090
112	0.038	0.015	0.035
126	0.053	0.015	0.010
133	0.000	0.004	0.000
140	0.003	0.001	0.000
147	0.101	0.004	0.000
Total	0.691	3.501	4.047

4. Cálculo del potencial específico de metano en los reactores

Para obtener la cantidad de metano que se generó en total en cada reactor se hizo un cálculo del PEM (potencial específico de metano) utilizando como base el volumen promedio de metano (en litros) producido por los reactores a los diferentes regímenes de temperatura por los kilogramos de sólidos totales volátiles de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos empacada en los reactores:

$$PEM = \frac{V_{CH_4}}{kg\ STV_{FORSU}}$$

Con lo anterior tenemos entonces que para los reactores a 20, 30 y 40°C la PEM fue de: 3.61, 16 y 22.5 L CH₄/kg STV.

5. Cálculos de potencial bioquímico de metano en los lixiviados

Para que fuera posible obtener los valores de metano generado a partir de los lixiviados como sustrato, fue necesario realizar los siguientes cálculos:

$$PEM_0 = \frac{\%CH_4 * V}{100}$$

$$PEM_0 + 525 = PEM$$

En donde 525 es un factor de corrección correspondiente al área vacía de los digestores usados en los ensayos PBM. Para el cálculo final de potencial bioquímico de metano se utilizó la siguiente expresión:

$$\frac{PEM}{kg\ STV} = PBM$$

Tabla 12. Comparación del potencial teórico de metano y potencial bioquímico de metano obtenido en los ensayos PBM.

P B M	STV _i	STV _f	PTM	PEM
	g		L CH ₄ /kg STV _{lix}	
CONTROL	9.4	6.7	360	484.74
ENSAYO	19.5	13.1		232.12

PTM: potencial teórico de metano, PEM: potencial específico de metano