

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



“INFLUENCIA DE LOS COMPUESTOS LIGNOCELULÓSICOS EN EL ESTADO DE DEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS CONFINADOS EN EL RELLENO CLAUSURADO DE MORELIA, MICHOACÁN”.

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

José Alfredo Nila Cuevas

DIRECTOR

Otoniel Buenrostro Delgado

Mexicali, B. C.



DEDICATORIA

A MI GRAN PEQUEÑA MAESTRA
"DZUNUNY"
POR EL DIA A DIA DE APRENDER NUEVAS COSAS AL
ESTAR CON TIGO.
"PATY"
POR ESTAR EN ESTE APRENDIZAJE JUNTOS.



AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Otoniel Buenrostro por dirigir esta tesis con gran entusiasmo y todo el apoyo incondicional que me ha brindado a lo largo de los años que tengo trabajando con el, mil gracias Dr.

A la Dra. Sara Ojeda, muchas gracias por su gran disposición, apoyo incondicional y por el tiempo.

De manera muy especial agradezco a los integrantes del comité evaluador: Dra. Sara Ojeda Benitez, Dra. Quetzalli Aguilar, Elizabeth Ramirez, Dr. Paul Taboada.

A la Universidad de Baja California por la oportunidad de enriquecer y el crecimiento profesional.

Al Instituto de Ingeniería de la UABC

Al laboratorio de Residuos Sólidos y Medio Ambiente del IIAF de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por permitirme realizar todo el proyecto experimental en sus instalaciones.



A mi esposa Paty por su amistad, amor, comprensión, aliento, y soporte en estos cortos tres años que estas con migo, **Gracias**. A mi colibri, muchas gracias hija.

Papa, Mama de corazon muchas gracias, nunca tendre palabras suficientes para poderles agradecer por su enorme apoyo.

A mis hermanos Victor, Beto y Lupita, gracias por ser parte de mí pasado y presente.

A mis Tias Rocio y Norma Cuevas siempre estan ahí echandome porras, muchas gracias.

Gracias a todos aquellos que han formado y son parte de mí vida y que han aportado en mi formación.

RESUMEN

En México, la fracción orgánica continúa siendo predominante en la composición de los residuos sólidos urbanos (RSU), por lo que su estabilización es de gran relevancia, particularmente en aspectos de generación de biogás y de costos de confinamiento de éstos. La biodegradabilidad de la materia orgánica está determinada por los contenidos de celulosa y lignina en la fracción orgánica de los residuos sólidos y existen diversos métodos analíticos (químicos, físicos y biológicos) para evaluarla; en general, los métodos biológicos proporcionan una medida directa de la biodegradabilidad de la fracción orgánica de los residuos, pero son los más complejos, costosos y que requieren de mayor tiempo para su obtención.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la influencia del contenido de compuestos lignocelulósicos en el estado de degradación de los RSU confinados en el relleno clausurado de Morelia, Michoacán; los objetivos específicos fueron: 1) Determinar la fracción biodegradable de los residuos sólidos confinados en el sitio de estudio; 2) Analizar los contenidos de lignina por determinación de la fracción combustible a 500° C y 3) Analizar los contenidos de celulosa mediante hidrólisis ácida en los azúcares hidrolizados.

Para realizar los análisis se tomaron muestras de residuos en una cantidad de 4 kg de 16 pozos perforados a una profundidad de tres metros y se trituraron para homogeneizar los componentes en fracciones de una pulgada y realizar los análisis físicos y químicos de las muestras por triplicado; con excepción de los análisis de lignina y celulosa que se hicieron por duplicado. Estos análisis incluyeron: caracterización de componentes de los residuos, temperatura, pH, contenido de humedad, cenizas, sólidos totales (ST) y

volátiles (SV) y los contenidos de lignina y la holocelulosa mediante métodos estandarizados.

En las muestras analizadas se encontró un 64 % de componentes orgánicos (residuos de alimentos, de corte de jardín, cartón, madera, papel, pañales y trapo); la cual aún se considera alta por el tiempo promedio de confinamiento de los residuos. Las temperaturas de los residuos en la mitad de los pozos muestreados fueron inferiores a 30°C (por debajo del rango mesofílico); los valores de pH se encontraron en un rango predominantemente básico (8 a 8.4) y los valores de humedad en un rango del 21 al 48% ; los valores de pH, predominantemente básicos y los bajos contenidos de humedad en los residuos analizados, el cual influyen en la degradación de la materia orgánica. Los ST y SV se encuentran en un rango del 52 al 78% y del 21 al 87% respectivamente; el contenido alto de ST confirman que la humedad está por abajo del óptimo para que se efectuó una degradación eficiente de los residuos.

Respecto a la Lignina, la concentración en la materia orgánica de la mayoría de los pozos oscila del 4 al 20% y la Holocelulosa es alta, con un 29 al 53%; respecto a la relación H/L hay pozos que oscilan del 1 al 10%. Estos resultados indican una gran heterogeneidad de la composición de los residuos y un estado diferencial de la degradación de la materia orgánica, así como del potencial de biodegradabilidad de los residuos sólidos confinados en el sitio de estudio.

El análisis de la biodegradabilidad mediante las técnicas de lignina y holocelulosa aporta a la investigación en la problemática de los residuos sólidos urbanos, ya que la mayor parte de los datos disponibles provienen de técnicas biológicas o la de sólidos volátiles, la cual no obstante ofrece una idea de la degradabilidad de la fracción



orgánica de los RS, tiene una gran limitante en cuanto a la precisión del tipo de materia orgánica.

Palabras clave: Lignina, Holocelulosa, Biodegradabilidad, Lignocelulosicos, Fracción orgánica.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Generación y composición de los residuos sólidos	1
1.2 Principales fuentes de carbón orgánico	2
1.2.1 Lignina	3
1.2.2 Celulosa	4
1.2.3 Hemicelulosa	4
1.3 Procesos biológicos de degradación	5
1.3.1 Degradación aerobia	9
1.3.2 Degradación anaerobia	9
1.4 La degradación de los residuos sólidos en un relleno sanitario	10
1.5 Métodos analíticos (químicos, físicos y biológicos) para medir el contenido y la biodegradabilidad de la fracción orgánica contenida en los RSU	14
1.6 Métodos para la caracterización general de los residuos sólidos	15
1.6.1 Métodos gravimétricos	15
1.6.2 Métodos biológicos	16
1.6.2.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)	16
1.6.2.2 Métodos de prueba de la biodegradación aeróbica de los residuos sólidos	16
1.6.2.3 Medición de oxígeno o dióxido de carbono	17
1.7 Pruebas sustitutos para la medición de la biodegradabilidad	18
1.7.1 Carbono orgánico disuelto extraíble en agua (CODEA), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO)	18
1.7.2 Carbono orgánico disuelto alcalino (CODA), ácidos húmico y fúlvico	19
1.7.3 Contenidos de celulosa y lignina	19
1.7.4 Hidrólisis por las celulasas y hemicelulasas	20
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	23
3. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	24
4. HIPOTESIS	25
5. OBJETIVOS	26
5.1 Objetivo general	26
5.2 Objetivos específicos	26
6. ANTECEDENTES	27
7. MATERIALES Y MÉTODOS	32
7.1 Obtención de las muestras del sitio de estudio	32
7.2 Selección y Cuantificación de subproductos	33
7.3 Preparación de la muestra para los análisis físicos y químicos	34
7.4 Análisis físicos y químicos de las muestras de RSU	34
7.4.1 Determinación de potencial de hidrogeno (pH)	34
7.4.2 Determinación del Contenido de Humedad	35
7.4.3 Determinación de Cenizas	36
7.4.4 Determinación de Sólidos Volátiles (SV)	36
7.4.5 Preparación de los RS libre de extraíbles	37
7.4.6 Determinación de Lignina	40
7.4.7 Determinación de Holocelulosa	42
7.5 Análisis estadístico de los datos	45
8. RESULTADOS	46



8.1 Selección y cuantificación de subproductos	46
8.2 Análisis físicos y químicos de las muestras de RSU	48
9. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	52
10. CONCLUSIONES	56
11. RECOMENDACIONES	58
12. BIBLIOGRAFÍA	59

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación de los rangos de Temperatura de los microorganismos anaerobios.....	7
Cuadro 2. Reactivos y materiales para la preparación de RS libre de extraíbles.	38
Cuadro 3. Reactivos y materiales utilizados para la determinación de lignina.	40
Cuadro 4. Reactivos y materiales utilizados para la determinación de la celulosa.	43
Cuadro 5. Composición promedio en las muestras de RSU (% peso fresco)	46
Cuadro 6. Parámetros físicos en las muestras del RTC de Morelia (promedio por pozo).....	48
Cuadro 7. Degradabilidad de los residuos sólidos analizados de acuerdo con las categorías de SCS ENGINEERS (2009).....	49
Cuadro 8. Parámetros químicos de los residuos sólidos en el sitio de estudio (%)	50
Cuadro 9. Comparación de Sólidos Volátiles (%).....	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura molecular de los materiales lignocelulosicos (Lignina, hemicelulosa, Celulosa)	2
Figura 2. Estructura molecular de la celulosa (se muestran moléculas de D-glucosa unidas mediante enlaces glucosídicos β -1-4).	4
Figura 3. Fases de la degradación de los residuos sólidos.	11
Figura 4. Relleno de Tierra Clausurado de Morelia Michoacán. Elaborado apartir de Google Earth, 2007.....	32
Figura 5. Perforación de pozos.....	33
Figura 6. Medición de la profundidad de los pozos	33
Figura 7. Caracterización de los residuos sólidos	33
Figura 8. Secado de las muestras al sol.....	34
Figura 9. Secado en cámara de incubación.....	34
Figura 10. Potenciómetro modelo PC-18.....	35
Figura 11. Pesado de la muestra.....	35
Figura 12. Agitación	35
Figura 13. Muestras en el horno.....	37
Figura 14. Muestras en la estufa.....	37
Figura 15. Muestras en el desecador	37
Figura 16. Parrilla y sistema de reflujo Soxhlet	39
Figura 17. Extracción con agua destilada	39
Figura 18. Extracción con etanol	39
Figura 19. Extracción con etanol-tolueno.....	39
Figura 20. Pesado del papel filtro	41
Figura 21. Preparación de mezcla de ácidos	41
Figura 22. Reposo de las muestras	41
Figura 23. Secado en estufa a 70° C.....	41
Figura 24. Lavado de la muestra con agua destilada caliente.....	41
Figura 25. Muestra final después del secado	44
Figura 26. Digestión en termobañó.....	44
Figura 27. Filtración y lavado de la muestra al vacío	44

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Generación y composición de los residuos sólidos

De acuerdo con la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL, 2005), la generación de residuos sólidos urbanos (RSU), en México, en el año 2004 fue de 94,800 toneladas por día, equivalentes a 34.6 millones de toneladas anuales en todo el país (SEDESOL, 2005). La generación y composición de los residuos RSU ha variado significativamente en cuanto a cantidad y composición durante las últimas décadas. Esto, derivado del incremento poblacional y los cambios en los patrones de consumo de la población (Buenrostro *et al.*, 2001; SEMARNAT, 2006). En este sentido, se ha observado que la generación per cápita creció de 300 g/día en 1950, a 900 g/día en 2004. Una proyección al año 2020 indica que la generación per cápita de RSU será de 1,060 g/día. Por otra parte, se observó que la generación per cápita más baja corresponde a zonas rurales, mientras que la mayor corresponde a las grandes ciudades y zonas metropolitanas (SEDESOL, 2005).

En cuanto a la composición de los residuos en el año 2004 en el país, el 53% de los RSU eran de tipo orgánico, en tanto que el 28% eran potencialmente reciclables como el papel y cartón (14%), vidrio (6%), plásticos (4%), hojalata (3%) y textiles (1%), mientras que el 19% restante correspondía a la madera, cuero, hule, trapo y fibras diversas (SEDESOL, 2005). No obstante que la composición de los RSU es diferente en cada país y región, los carbohidratos comprenden el 85% de los componentes biodegradables en los RSU, por lo que es lógico que estimaciones superiores al 90% del potencial de producción de metano (CH_4) de los residuos, se le atribuyan a la fracción de celulosa-hemicelulosa (Alzate-Gaviria *et al.*, 2003; Barlaz *et al.*, 1989; Carrillo, 2003).

1.2 Principales fuentes de carbón orgánico

La mayor fuente de carbón orgánico lo constituyen los compuestos lignocelulósicos, entre los que destacan la lignina, celulosa y hemicelulosa (Figura 1), las cuales son resistentes a la degradación bacteriana debido a que sus moléculas están constituidas por polisacáridos, ácidos grasos y proteínas (Derregibus, 1997). La celulosa y la hemicelulosa son dos compuestos muy abundantes en los residuos sólidos residenciales (RSR) (Hilger y Barlaz 2001). La lignina es otro componente orgánico principal de los residuos, la cual interfiere con la descomposición de la celulosa y hemicelulosa físicamente impidiendo el acceso microbiano a estos carbohidratos degradables (Colberg, 1988), al respecto Barlaz (1997), señala que los componentes biodegradables mayoritarios de los RSU son la celulosa y hemicelulosa.

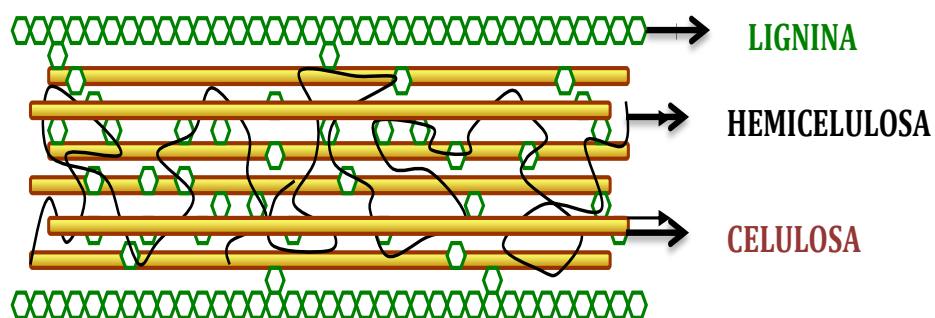


Figura 1. Estructura molecular de los materiales lignocelulosicos (Lignina, hemicelulosa, Celulosa)

Fuente: Mussatto and Teixeira, 2010.

1.2.1 Lignina

Es el componente orgánico principal que interfiere en la biodegradación de la celulosa y hemicelulosa contenida en los RSU ya que físicamente impide el acceso microbiano a estos carbohidratos degradables (Colberg, 1988); de acuerdo con este último autor ha estimado concentraciones de lignina en los RSU, del 15 al 18%. La lignina no se refiere a un solo compuesto químico, sino a una serie de grandes moléculas poliméricas, estructuralmente semejantes. Es el polímero natural más complejo en relación a su estructura y heterogeneidad pues se caracteriza por ser un complejo aromático (no carbohidrato) del que existen muchos polímeros estructurales. La lignina se forma por polimerización oxidativa de tres alcoholes: *p*-hidroxicinámicos - *p*-cumarílico (4-hidroxicinámico), coniferílico (4-hidroxi-3-metoxicinámico) y sinapílico (4-hidroxi-3,5-dimetoxicinámico), dando lugar a una red tridimensional con diferentes tipos de enlaces.

Después de los polisacáridos, la lignina es el polímero orgánico más abundante en las plantas; es la única fibra no polisacárido que se conoce, constituye parte de la pared celular y de la lámina media de la madera en proporciones que van del 20 al 30%; es una sustancia amorfa aromática que contiene entre otros grupos metoxilos e hidroxilos que le confieren un color pardo oscuro variable dependiendo de la especie que se trate. Es llamada el “material cementante” de la madera ya que cumple funciones esenciales para las plantas, como la rigidez a la pared celular y resistencia a esta última a la penetración de las enzimas destructivas de los microorganismos (Barlaz *et. al.*, 1989).

1.2.2 Celulosa

Es la sustancia orgánica más abundante en los residuos de origen vegetal; la sintetizan las plantas como sustancia estructural que soporta su peso. Aproximadamente el 50% de la madera seca y el 90% de las fibras de algodón están constituidos por celulosa. Estructuralmente es un polímero constituido por unidades de D-glucosa unidas mediante enlaces glucosídicos β -1-4' (Figura 2); este reordenamiento de enlaces es muy rígido y estable, dando lugar a las propiedades estructurales que tiene la celulosa (Wade, 2006). Los mamíferos carecen de la enzima β -glucosidasa que es necesaria para hidrolizar la celulosa, por lo que no la pueden utilizar directamente como alimento; sin embargo, varios tipos de bacterias y protozoarios sí la hidrolizan. Las termitas y los rumiantes tienen bacterias de este tipo en su tracto digestivo (Wade, 2006); de acuerdo con Barlaz (1997), la celulosa y hemicelulosa son los componentes mayoritarios biodegradables de los RSU.

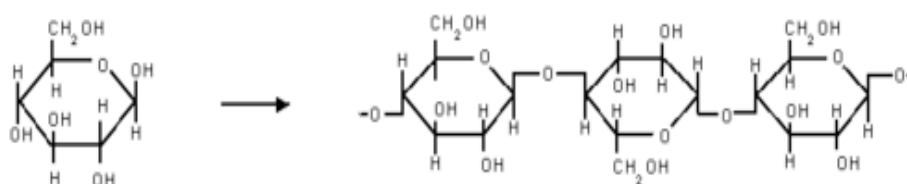


Figura 2. Estructura molecular de la celulosa (se muestran moléculas de D-glucosa unidas mediante enlaces glucosídicos β -1-4).

1.2.3 Hemicelulosa

Es un grupo heterogéneo de compuestos que en las paredes celulares de plantas forman parte de la matriz dentro de la cual las fibras de celulosa están incrustadas. Cualquiera de los polisacáridos de la pared celular que son extraíbles de la madera u otro material

vegetal con un álcali acuoso (en la que la propia celulosa es insoluble) se consideran hemicelulosa (Ahluwalia *et al.*, 2007). Están constituidos por diferentes unidades de monosacáridos incluyendo pentosas (xilosa y arabinosa), hexosas (glucosa, manosa y galactosa) y ácidos urónicos, enlazados entre sí por enlaces glucosídicos, formando estructuras ramificadas y en general amorfas. Algunas hemicelulosas están asociadas a la porción celulósica, mientras que otras lo están con la lignina. Actúan como matriz soporte para las microfibrillas de celulosa en la pared celular y son de menor masa molecular más accesibles, más fácilmente degradables y más fáciles de disolver que la celulosa. La estructura de la celulosa es la misma en maderas de diferentes tipos (Fengel y Wegener, 1984).

1.3 Procesos biológicos de degradación

La biodegradación es un proceso natural provechoso no sólo por permitir la eliminación de compuestos nocivos impidiendo su concentración, sino que además, es indispensable para el reciclaje de los elementos en la biósfera, permitiendo la restitución de elementos esenciales en la formación y crecimiento de los organismos (carbohidratos, lípidos, proteínas) (Branco, 1984).

Los procesos biológicos aerobios y anaerobios se diferencian por las vías metabólicas que dependen esencialmente de la presencia de oxígeno (respiración aeróbica) o en su ausencia (respiración anaeróbica) y del producto final obtenido. La primera produce energía en forma de calor, dióxido de carbono y agua, y la segunda, son oxidaciones incompletas que liberan menor energía, metano y anhídrido carbónico (biogás) (Branco, 1984).

Básicamente el proceso aerobio degrada el 80% de la materia orgánica, dando como resultado la composta, biomasa microbiana y un 20% de anhídrido carbónico y agua. En cambio, la degradación anaerobia transforma la materia orgánica en una mezcla de un 5% de biomasa y un 95% de metano y anhídrido carbónico (biogás), susceptible de aprovechamiento y valorización económica y trazas de anhídrido sulfuroso (Lissens *et al.*, 2001).

En los rellenos sanitarios (RESA), las dos rutas metabólicas de degradación de la materia orgánica se desarrollan al mismo tiempo, pero en diferentes zonas del sitio ya que se encuentran relativamente aisladas unas de otras y en cada una de ellas predominan condiciones de oxigenación o anaerobiosis distintas (Robles, 2008).

Los factores que intervienen en el proceso de biodegradación son los siguientes:

a) Temperatura y humedad del suelo

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura; conforme ésta se amplía hasta cierto nivel óptimo, aumenta el metabolismo de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión, incrementándose la producción de biogás.

Existen tres rangos de temperatura en los que se desarrollan los microorganismos anaerobios: psicrófilico (por debajo de 25°C), mesófilico (entre 25 y 45°C) y termófilico (entre 45 y 65°C), siendo la velocidad máxima específica de crecimiento (μ_{max}) mayor, conforme aumenta el rango de la temperatura, existe un intervalo para el cual dicho parámetro es el óptimo en cada uno de los rangos posibles de operación (Cuadro 1)

Cuadro 1. Clasificación de los rangos de Temperatura de los microorganismos anaerobios.

Fermentación	Mínimo	Óptimo	Máximo
<i>Psycrophilica</i>	4-10 °C	15-18 °C	20-25 °C
<i>Mesophilica</i>	15-20 °C	25-35 °C	35-45 °C
<i>Thermophilica</i>	25-45 °C	50-60 °C	75-80 °C

b) Potencial hidrógeno (pH) del sustrato

El pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso. Este es el caso de los equilibrios ácido-base del amoníaco y del ácido acético: Al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que en elevadas concentraciones inhibe el crecimiento microbiano y a pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético que inhibe el mecanismo de degradación del propionato.

El pH es el parámetro más importante a controlar para que la producción de metano se desarrolle de forma satisfactoria; el pH óptimo debe ser mayor a seis, presentando problemas si no alcanza este nivel, o sube por encima de 8.3 (Lay *et al.*, 1997). El proceso de inhibición parece completamente reversible, aunque el tiempo de recuperación depende de la duración de la alteración.

Por otro lado, el pH es un importante modulador del sistema, puesto que influye en varios equilibrios químicos, como es el caso del equilibrio amonio–amoníaco, teniendo, una gran importancia por ser el amoníaco libre un importante inhibidor en la fase metanogénica a $\text{pH} > 8.5$.

La alcalinidad es una medida de la capacidad amortiguadora del sustrato, en el rango de pH del proceso de digestión anaerobia, el principal equilibrio que controla la alcalinidad es el del dióxido de carbono/bicarbonato ya que estudios previos han demostrado que valores de la alcalinidad del bicarbonato por encima de 2500 mg/l controlan eficientemente el pH y una adecuada estabilidad del sistema.

c) Composición de los residuos

La composición de los residuos es uno de los parámetros más importantes que determinan la velocidad de degradación de estos, sobre todo si predominan los componentes fácilmente biodegradables, tales como restos de comida, papel y corte de jardín. Mientras que el plástico, madera y caucho son ejemplos de material difícilmente biodegradable, por lo general la degradación de los primeros da lugar a una mayor producción de biogás.

d) Naturaleza de los microorganismos

El tipo de bacterias, ya sea hidrolíticas, acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas, dependerá de las condiciones ambientales en la matriz de los residuos y del estado de degradación de estos últimos. Los microorganismos anaerobios requieren de nutrientes como el azufre, calcio, magnesio, potasio, hierro, zinc, cobre, cobalto, molibdato, selenio, nitrógeno y fósforo para efectuar la degradación de los residuos eficientemente. Por lo general, estos nutrientes se encuentran en los vertederos, pero la naturaleza heterogénea de los residuos puede limitar su disponibilidad, ya que los residuos varían en el contenido de estos nutrientes. Por ejemplo, el nitrógeno y

fósforo, pueden incrementarse en los vertederos mediante la adición de los lodos del tratamiento de aguas residuales (Derregibus, 1997).

1.3.1 Degradación aerobia

El compostaje es el término que se usa para designar la degradación aerobia y termófila, es un proceso microbiológico en el que intervienen bacterias, actinomicetos y hongos principalmente, actuando en sucesión de predominancia según la influencia de factores, como la composición química de la materia original, la relación C/N, humedad, aireación, temperatura y pH.

Algunas de las ventajas de la degradación aerobia son que no hay formación de anhídrido sulfuroso que produce olores desagradables, la mayoría de patógenos son exterminados, además de que se disminuye el volumen y peso con relación a la cantidad inicial de residuos.

1.3.2 Degradación anaerobia

La degradación anaerobia es un proceso biológico realizado por un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico (O_2 , NO_3^- , $SO_4^{=}$). Mediante este proceso (reducción), parte de la materia orgánica es transformada en una mezcla de gases, principalmente metano, hidrógeno, nitrógeno, dióxido y monóxido de carbono, oxígeno y trazas de ácido sulfhídrico. De éstos el metano se presenta en una proporción de un 55 a un 70%. El producto de la fermentación (efluente), contiene macronutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, además de otros micronutrientes, vitaminas y hormonas). La degradación anaerobia es un proceso complejo, tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar,

como por la cantidad de microorganismos involucrados en ellas. De hecho, muchas de estas reacciones ocurren de forma simultánea. Los parámetros físicos, químicos y biológicos que mayor influencia tienen sobre la actividad microbiana en la biodegradación anaerobia incluyen la humedad, pH, temperatura, demanda química de oxígeno, así como el tiempo de confinamiento y la composición de los residuos (Yilmaz *et al.*, 2003).

1.4 La degradación de los residuos sólidos en un relleno sanitario

En un relleno sanitario (RESA), generalmente, se degradan en su totalidad los residuos alimenticios y aproximadamente dos terceras partes del papel y cartón, mientras que el resto de los materiales orgánicos la degradación es incompleta, ya que la materia orgánica es insoluble en la hidrólisis (Gendebien *et al.*, 1992). La degradación de los RSU también varía de un sitio con respecto a otro, pues el clima, los diferentes patrones de consumo, el tipo de relleno y de cobertura, entre otros, son factores que inciden en la degradación de los residuos (IPCC, 2006).

Barlaz *et. al.*, (1989^b), describen la descomposición de los residuos en cuatro fases: una fase aerobia, una fase ácida anaerobia, una fase de producción acelerada del metano, y una fase de producción desacelerada del metano. Señalan que en los residuos lignocelulósicos, la lignina reduce la accesibilidad de los microorganismos y por lo tanto, la degradación de la celulosa y hemicelulosa. Posteriormente encontraron que la recirculación de lixiviados al incrementar la humedad, favorece la actividad microbiana acelerando la degradación de los residuos (Barlaz, *et. al.*, 1990).

Kilmer y Tustin (1999), determinaron que la estabilización de los residuos sólidos en un RESA puede requerir de hasta 50 años o más, mientras que si se controlan parámetros

como la temperatura, humedad, pH y tipo de cobertura para que el relleno se comporte como un bioreactor, el tiempo de estabilización del sitio, se puede disminuir hasta a un periodo de cinco años.

La descomposición de la materia orgánica suele describirse como una serie de etapas o fases de degradación en la que participan varias especies biológicas y se producen subproductos diferentes y se describen en la figura tres.

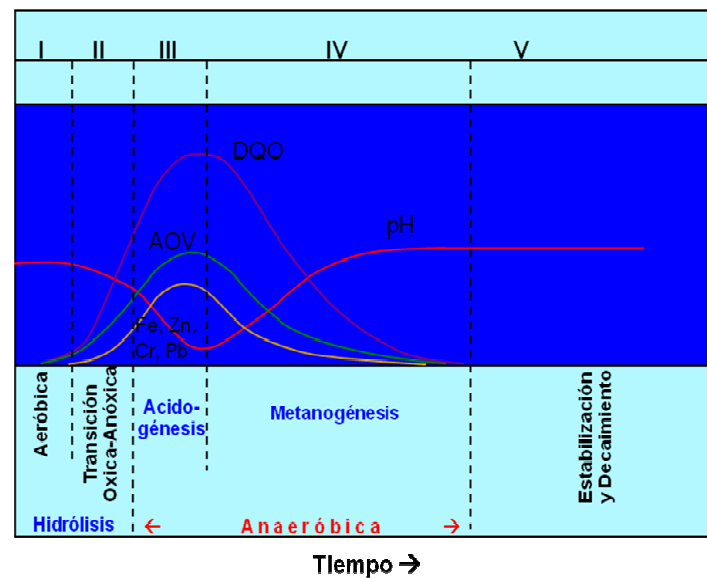


Figura 3. Fases de la degradación de los residuos sólidos.
Fuente: (Williams, 2000)

Fase I. Hidrólisis/ degradación aerobia

La degradación aerobia ocurre por la presencia de oxígeno al inicio de la disposición de los RSU y dependerá de la disponibilidad de éste contenido en el espacio poroso de los residuos (Williams, 2000). En primer lugar se produce el rompimiento de moléculas como proteínas, carbohidratos y lípidos en aminoácidos, azúcares y ácidos grasos volátiles de alto peso molecular, dando lugar a polímeros más simples. Los aminoácidos y azúcares son transformados en productos intermedios (propiónico, butírico y otros ácidos volátiles) o se fermentan directamente produciendo ácido acético; en ambos casos se genera además amonio. Los ácidos grasos de cadena larga se descomponen en ácidos orgánicos volátiles (AOV) de cadena corta (fórmico, acetato, propionato e isobutirato de etilo).

Fase II. Acidogénesis / Fermentación ácida

Es una transición a los procesos anaerobios, cuando la fermentación empieza a generar lixiviados con un alto contenido de ácidos orgánicos, lo que da lugar a un descenso significativo en el pH debido a la presencia de AOV y CO₂ dentro de la celda. La demanda química de oxígeno alcanza su concentración más alta, el amoníaco y los ácidos orgánicos también llegan a su máxima concentración (Kiss, 2006).

Las reacciones típicas en las etapas generadoras de ácido se muestran abajo. En la ecuación 2, la glucosa se convierte a etanol y en la ecuación 3, la glucosa se transforma en propionato (Rittman, 2001).



Ecuación 1.



Ecuación 2.

Fase III. Acetogénesis

Predominan las condiciones totalmente anaerobias, la proporción del metano se incrementa, mientras el contenido de bióxido de carbono decrece. Los ácidos grasos volátiles son transformados a biogás y su concentración disminuye en el lixiviado, lo cual conlleva a un aumento en el pH de este último (Kiss, 2006).

Fase IV. Metanogénesis

Se alcanza la máxima producción de metano, con una concentración estable en el biogás de alrededor del 55% en volumen. El contenido de bióxido de carbono es menor pero estable variando entre 40 y 50%. En el lixiviado se mantiene un pH elevado con concentraciones significativas de amoníaco y una carga orgánica decreciente medida por la demanda química de oxígeno (Williams, 2000; Kiss, 2006).

Fase V. Oxidación

Es la etapa final de estabilización de la fracción orgánica de los residuos, se realiza en presencia de oxígeno. La producción de metano decrece y el bióxido de carbono se sustituye por nitrógeno y oxígeno conforme se introduce aire atmosférico a través de las capas superficiales del relleno (Kiss, 2006).

1.5 Métodos analíticos (químicos, físicos y biológicos) para medir el contenido y la biodegradabilidad de la fracción orgánica contenida en los RSU

Existen diferentes métodos analíticos (químicos, físicos y biológicos) para medir el contenido y la biodegradabilidad de la fracción orgánica contenida en los RSU. Aunque la necesidad es que sean métodos simples, rentables, confiables y que sean de fácil aplicación para la medición de la biodegradabilidad de la fracción orgánica de los RSU, como el periódico, papel corrugado, residuos de cocina y jardín, textiles de algodón y lana y pañales. Existen métodos biológicos y no biológicos, estos últimos son de más fácil aplicabilidad y que proporcionan resultados confiables, a diferencia de los primeros que requieren de mayor tiempo para su realización. Entre los métodos biológicos más comúnmente utilizados están la tasa de captación específica de oxígeno (TCEO), el índice de respiración dinámica (IRD) y el potencial bioquímico de metano (PBM). Dentro de los métodos no biológicos están la materia seca (MS), pérdida por ignición (PI), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), carbono orgánico extraíble en agua (COEA), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), contenido de celulosa y lignina (CCL) y el método de hidrólisis por celulasa (MHC). Los métodos varían en el grado de simplicidad, costos y tiempo para realizar la prueba y respecto a la información que proveen sobre las características de los residuos orgánicos (Godley *et al.*, 2003).

Por lo general, los métodos biológicos son más complejos, costosos y requieren de más tiempo para realizarlos, con la ventaja de que proveen resultados directos sobre la biodegradabilidad de los residuos. Por lo anterior, es importante buscar alternativas de análisis físicos o químicos que aunque menos exactos, sustituyan a los métodos biológicos y que proveen también información confiable acerca de la biodegradabilidad

de los residuos (Godley *et al.*, 2003). Los métodos que se describen se catalogan dentro de los siguientes tres rubros: 1) los que proveen información sobre la caracterización de los residuos, 2) los que miden la biodegradabilidad de los residuos y 3) los métodos no biológicos que pueden actuar como sustitutos de los métodos biológicos.

1.6 Métodos para la caracterización general de los residuos sólidos

Estos métodos miden la composición de los residuos sólidos, incluyendo el contenido de materia orgánica. Estos métodos no miden la biodegradabilidad, pero sí incluyen a los plásticos dentro del análisis del contenido de materia orgánica.

1.6.1 Métodos gravimétricos

Determinan la composición de los residuos por las determinaciones de humedad y de materia seca (MS), poniendo las muestras en estufa a 105°C, y pérdida de materia orgánica por ignición (PI) a 550°C.

Composición elemental. Para estos análisis se consideran la determinación de los contenidos de COT y NT. El análisis del COT proveen resultados similares a los del análisis del contenido de PI, por lo que es ampliamente usado en Inglaterra como criterio de supervisión para aceptar los residuos orgánicos de acuerdo a la legislación de este país, ya que los RSU deben tratarse para disminuir los contenidos de materia orgánica previo a su disposición final en los rellenos sanitarios (Godley *et al.*, 2003).

La determinación del NT es requerido para algunas pruebas de degradación biológica para asegurar que hay suficiente nitrógeno en los residuos sólidos a tratar para asegurar un crecimiento bacteriano óptimo.

Las determinaciones de fósforo total, también son requeridas en algunas pruebas biológicas.

1.6.2 Métodos biológicos

Los métodos biológicos involucran la incubación de los residuos sólidos en presencia de microorganismos, para que estos los degraden y utilicen esta biomasa para su crecimiento celular. Las pruebas pueden ser realizadas en presencia o ausencia de oxígeno. En esta última, las pruebas son monitoreadas mediante la mineralización de productos del CO, CH₄, CO₂, y consumo de O₂ (Godley *et al.*, 2003).

1.6.2.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)

Esta prueba mide la biodegradabilidad de los residuos mediante condiciones metanogénicas, usando un digester de fangos como fuente para los microorganismos. Mediante esta prueba se degrada el CT a una mezcla de CO₂ y CH₄. La prueba es monitoreada mediante la cantidad de CH₄ producido.

El desarrollo microbiano es bajo, ya que solo el 10% del CO degradado es convertido a biomasa microbiana. Por ello, la producción de biogás provee una medida exacta de la cantidad de residuos degradados (mineralizados) (Godley *et al.*, 2003).

1.6.2.2 Métodos de prueba de la biodegradación aeróbica de los residuos sólidos

Existen diferentes métodos que pueden dividirse dentro de tres categorías:

a) Índice de respiración estática (IRE); b) índice de respiración dinámica (IRD) y c) sistemas líquidos (velocidad de consumo de oxígeno específico VCOE).

El método IRE es una técnica que se realiza en un estado sólido hermético, en el cual se monitorean los cambios en la concentración de O_2 dentro del sistema, después de la remoción del CO_2 por la adsorción en una trampa alcalina.

El método IRD es también una técnica en un estado sólido, pero es en un sistema abierto, por el cual se hace pasar aire a través de los residuos y se monitorean las diferencias tanto del O_2 consumido, como del CO_2 producido en el aire que entra y sale del sistema.

El método de VCOE es una técnica en estado líquido que se basa en el método para medir la DBO de los residuos líquidos. Consiste en homogeneizar los residuos en una suspensión de agua y monitorear por medio de una sonda, la remoción del OD del líquido. Debido a que la demanda de O_2 de los residuos es más alta que la cantidad de OD, este es remplazado por la remoción con aire.

El método VCOE utiliza cantidades pequeñas de muestra (alrededor de ocho g de peso fresco), por lo que se recomienda utilizar cantidades de muestra mayores en los análisis de muestras de residuos heterogéneos (Godley *et al.*, 2003).

1.6.2.3 Medición de oxígeno o dióxido de carbono

Los métodos de degradación biológica aerobia de los residuos, pueden ser monitoreados ya sea por el consumo de O_2 o por la producción de CO_2 , aunque hay debate sobre las ventajas de cada uno, ya que el consumo de oxígeno es una medida directa de la respiración, pero el consumo de O_2 de las reacciones químicas, es también posible, por ejemplo, la reducción de compuestos reducidos como el sulfuro. El monitoreo del dióxido de carbono provee una medida de la mineralización del CO, pero la producción

de CO₂, aún se producirá si el sistema se vuelve anaerobio, o mediante la descomposición de carbonatos bajo condiciones ácidas (Godley *et al.*, 2003).

1.7 Pruebas sustitutos para la medición de la biodegradabilidad

Además de los métodos directos para la medición biológica de la biodegradabilidad de los residuos arriba mencionados, existen otros métodos químicos más simples, rápidos y económicos que pueden suplir a los métodos arriba mencionados para medir la biodegradabilidad de los residuos. Entre estos están:

1.7.1 Carbono orgánico disuelto extraíble en agua (CODEA), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO)

Las pruebas de lixiviados se usan para caracterizar los residuos previo a su aceptación para su confinamiento final. Esta prueba involucra lavar los residuos con agua y analizar los componentes del lixiviado. Se ha propuesto que los resultados de la prueba del CODEA se podría correlacionar con la biodegradabilidad de los residuos, ya que este incluye los componentes realmente solubles de los residuos. NO obstante, es cuestionable si los materiales biodegradables compuestos principalmente de materiales poliméricos (por ejemplo, la celulosa del papel periódico), de residuos orgánicos tratados biológicamente (por ejemplo, la composta), se solubilizarían, liberando el CODEA.

La biodegradabilidad del CODEA extraído y determinado por la prueba de DBO y considerada como la relación DBO/DQO se ha postulado que se correlaciona con toda la biodegradabilidad de los residuos. Por lo tanto, si una relación de DBO/DQO es baja,

esto indica que el CODEA extraído, y por lo tanto, los residuos de donde proviene, no son realmente degradables (Godley *et al.*, 2003).

1.7.2 Carbono orgánico disuelto alcalino (CODA), ácidos húmico y fúlvico

Este método extrae el carbono orgánico disuelto (COD) alcalino (pH 12) de los residuos y así estimar las cantidades de ácidos húmico (AH) y fúlvico (AF) presentes en el CODA. Los resultados pueden expresarse en cantidades absolutas (mg de AF/kg de materia orgánica). La relación AH/AF y el grado de humificación ($GH = [AH/AF]/COD$). Durante el composteo es usual que la fracción del AH se incrementa y la del AF decrezca. Cambios similares pueden ocurrir durante la degradación anaeróbica de los residuos dentro de un relleno sanitario (Godley *et al.*, 2003).

1.7.3 Contenidos de celulosa y lignina

La mayoría de los residuos orgánicos son de origen vegetal y por eso la mayor parte de los componentes orgánicos que contienen son polímeros, como la celulosa, hemicelulosa y lignina. En general, esta última es altamente recalcitrante, por lo que casi no se degrada durante las pruebas de degradación biológica, las hemicelulosas son hidrolizadas rápidamente por las enzimas hidrolasas, por lo que se consideran como biodegradables. La hidrólisis de la celulosa por la celulasa es relativamente más lenta que la hidrólisis de la hemicelulosa y la cantidad de celulosa degradada depende de la cantidad de lignina presente, ya que la molécula de lignina protege a la celulosa del ataque enzimático de las celulasas. Durante la degradación biológica de los residuos, la cantidad de hemicelulosa decrece significativamente y un poco menor la cantidad de celulosa, por lo que la relación Celulosa/Lignina (C/L) decrece.

Los contenidos de holocelulosa (suma de celulosa y hemicelulosa) y lignina en los residuos se pueden cuantificar por diferentes métodos (Edwards, 1973). No obstante, se debe tener sumo cuidado con algunos componentes de los residuos que pueden contaminar la muestra y dar resultados no exactos. Se han reportado correlaciones entre la relación C/L con la biodegradabilidad de los residuos (Stinson and Ham, 1995; Eleazer et al., 1997).

En la mayoría de los residuos orgánicos, los contenidos de celulosa son mayores que los de lignina, excepto para la composta. Esto es porque el composteo como sistema de tratamiento biológico aerobio degrada la celulosa, pero los microorganismos participantes en este proceso son incapaces de degradar la lignina.

Un caso interesante de contaminación en los contenidos de Celulosa-Lignina es la lana, ya que carece de estos polisacáridos, con esta prueba reporta grandes cantidades de celulosa y lignina, lo cual indica que se debe tomar con precaución los resultados de esta prueba.

1.7.4 Hidrólisis por las celulasas y hemicelulasas

La celulosa y las hemicelulasas son los componentes mayoritarios de los residuos de origen vegetal. Durante la descomposición de estos residuos, los microorganismos producen enzimas celulasas y hemicelulasas para hidrolizar estos polisacáridos complejos en azúcares simples, los cuales en esta forma pueden ser utilizados por los microorganismos. Es posible que la hidrólisis de los residuos realizada con enzimas purificadas, pudiese correlacionarse con la biodegradación microbiana. Este método solo requiere de 40 horas, por lo que es más rápido que los métodos biológicos (Rodríguez et al., 2001).

El monitoreo de los azúcares monosacáridos liberados requiere de equipo especializado, no obstante, la liberación del COS puede ser un parámetro de monitoreo más simple y menos costoso de monitorear. No obstante, este método no está estandarizado por las agencias gubernamentales o de amplia difusión, puede ser un buen método sustituto para la biodegradación de residuos de origen vegetal.

Los resultados de esta revisión sobre los métodos para caracterizar los residuos orgánicos de acuerdo con su contenido biodegradable. El estudio concluye que la caracterización de los residuos en términos de materia seca (MS y contenido de materia orgánica (CMO)), es esencial de los resultados de la biodegradabilidad, la cual es esencial reportarla en términos de los contenidos de materia orgánica (CMO). Para la mezcla de residuos en general, se recomienda que los resultados se reporten en términos de ambos (MS y CMO).

Los contenidos de COT Y el NT son también pruebas útiles, ya que el COT provee una verificación del contenido orgánico de los residuos y ambos métodos apoyan en las pruebas biológicas.

El CMO y el COT no caracterizan la biodegradabilidad de los residuos, sin embargo, estas pruebas son requeridas para aceptar residuos orgánicos y residuos inorgánicos tratados para contabilizar la cantidad disminuida de estos residuos orgánicos, previo a su disposición final en relleno sanitario (Godley *et al.*, 2003).

De todas las pruebas biológicas evaluadas en este estudio, se concluye que las más prometedoras son el índice de respiración dinámica (IRD) y el potencial bioquímico de metano (PBM); no obstante que la prueba IRD tiene la desventaja de que da mucha variación entre los duplicados de la prueba; mientras que la prueba del PBM requiere demasiado tiempo para su realización. No obstante los resultados de estas dos pruebas

muestran una buena correlación entre ellas, pero no con los resultados de la prueba VCOE. De hecho, el análisis de las pruebas para medir la biodegradabilidad de los residuos, encontraron una baja correlación entre las pruebas biológicas y los métodos sustitutos no biológicos. Las únicas pruebas de interés son el CODEA cuando se expresa en % de COT y la de hidrólisis por celulasa cuando es corroborada.

Se continúan evaluando las pruebas biológicas MS, CMO, COT, NT, IRD y PBM a más largo plazo, para obtener una degradación total de los residuos y determinar si existe una mejor correlación con las pruebas no biológicas (Godley *et al.*, 2003).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Aunque existen diferentes métodos químicos y biológicos, la determinación de la biodegradabilidad de la fracción orgánica de los RSU por determinación de lignina y holocelulosa es más conveniente y da resultados más confiables para este tipo de residuos, ya que la mayor parte de la materia orgánica contenida es de origen vegetal y contiene mayor contenido de estas macromoléculas que son recalcitrantes a un proceso de degradación anaerobio.

3. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

El manejo adecuado de los residuos sólidos es uno de los problemas más apremiantes al que se enfrentan las áreas urbanas de los países en vías de desarrollo, los cuales en su mayoría continúan depositando los residuos sólidos en tiraderos no controlados (Chakraborty *et al.*, 2011). En México, la fracción orgánica continúa siendo predominante en la composición de los RSU, por lo que su estabilización es de gran relevancia, particularmente en aspectos de generación de biogás y de costos de confinamiento de los RSU.

El contenido de residuos orgánicos confinados en el tiradero clausurado de Morelia, Michoacán, representa el 63% del volumen total de residuos (González *et al.*, 2011), por lo que el biogás generado de la degradación de estos tiene un gran impacto atmosférico, pero también potencial como fuente de energía, si es tratado adecuadamente. Se estima que la degradación de la fracción biodegradable de los RSU contribuye con 50 a 60 millones de toneladas de $\text{CH}_4 \text{ yr}^{-1}$ (Dlugokencky *et al.*, 2011), y una gran proporción de la fracción orgánica de los RSU, la conforman los residuos de comida, de jardín, papel, cartón, madera, los cuales contienen compuestos lignocelulósicos que inciden en la degradabilidad de los RSU, y por lo tanto, del tiempo requerido para su estabilización.

4. HIPOTESIS

La fracción orgánica de los residuos sólidos confinados en el relleno clausurado de Morelia, tiene diferentes grados de degradación, determinados básicamente por el tiempo de confinamiento y la composición de la materia orgánica. Dado que alrededor del 85% de este material biodegradable está conformado por carbohidratos de origen vegetal, es de esperar que la mayor parte provengan de compuestos lignocelulósicos y por lo tanto, con un alto potencial de generación de metano.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar la influencia del contenido de compuestos lignocelulósicos en el estado de degradación de los residuos sólidos confinados en el relleno clausurado de Morelia, Michoacán.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar la fracción biodegradable de los residuos sólidos confinados en el sitio de estudio.
- Analizar los contenidos de lignina por determinación de la fracción combustible a 500° C.
- Analizar los contenidos de holocelulosa mediante hidrólisis ácida en los azúcares hidrolizados.

6. ANTECEDENTES

La degradabilidad de los residuos sólidos no sólo depende de los contenidos de lignina y celulosa y de la composición fisicoquímica de la fracción orgánica de los residuos sólidos orgánicos, también de las condiciones fisicoquímicas óptimas para el establecimiento de los microorganismos que degradan la materia orgánica, como la temperatura, pH, humedad tipo de cobertura, entre otros.

Con antelación se han descrito las técnicas y métodos para determinar la biodegradabilidad de los residuos sólidos, así como los beneficios y limitantes de cada uno de estos métodos.

En México, no existen reportes del uso de las técnicas empleadas en este trabajo para medir los contenidos de compuestos lignocelulósicos en RSU. No obstante la literatura reporta que la mayor parte de la fracción biodegradable de los residuos se encuentra en forma de compuestos lignocelulósicos.

El método más usado para estimar los porcentajes de sólidos degradados son los SV, no obstante esta prueba no es exacta para estimar la biodegradabilidad de los RSU, ya que como se ha mencionado la mayor parte de la fracción orgánica de éstos son carbohidratos provenientes de materia orgánica de origen vegetal resistente a la digestión mediante esta prueba.

Villanueva (2011), analizó el efecto de cuatro grupos de residuos sólidos peligrosos domésticos (RPD) en la metanogénesis de la fracción orgánica de los RSU; los grupos analizados fueron los productos de limpieza domestica, para el cuidado personal, solventes y misceláneos. Midió la capacidad búfer con 15 productos diferentes de RPD para conocer su capacidad de amortiguamiento, bajo distintas concentraciones de ácido

y base. Los resultados determinaron que los productos comerciales analizados causan un efecto de inhibición (que va de leve a severo) en la metanogénesis de la fracción orgánica de los RSU.

Velázquez (2011), determinó la biodegradabilidad de los RSU confinados en el relleno clausurado de Morelia, mediante la técnica del potencial bioquímico de metano (PBM). Midió la producción de CH_4 en muestras de RSU de 16 pozos del sitio dos veces por semana, durante 8 semanas, realizando el experimento por quintuplicado. Asimismo determinó los sólidos volátiles (SV) al inicio y final del experimento para determinar el porcentaje de degradación.

Entre los principales resultados obtenidos de la investigación fueron, un promedio de remoción de la materia orgánica del 86.7%, el cual dedujo de la cuantificación de los SV iniciales y finales. No obstante, debido a que la producción de CH_4 fue muy heterogénea en los 16 pozos analizados y no mostró correlación con la remoción de la MO concluye que una gran proporción de esta puede estar en forma de carbohidratos altamente recalcitrantes, como son los compuestos lignocelulósicos; no obstante la investigación no incluye ninguna prueba para comprobar tal aseveración.

En otro estudio Mendoza (2011), analizó el efecto de la recirculación de lixiviados en la degradación anaerobia de RSU. Midió el efecto a diferentes tasas de recirculación de lixiviados, 40 a 80 % del volumen de RSU cargados (%V), durante 195 días. Para determinar el efecto de la recirculación, midió los parámetros de pH, porcentajes de humedad, lignina y celulosa, así como el poder calorífico y la capacidad buffer. Encontró que sólo con la mayor tasa de recirculación de lixiviados, el único parámetro que se observó modificaciones fue la capacidad buffer.

Hernández (2010), determinó los efectos de diferentes niveles de humidificación y recirculación de lixiviado, sobre la degradación anaeróbica de los RSU de los rellenos sanitarios de Metepec, Edo. de México y de Pátzcuaro, Mich. Para ello usó biorreactores a escala de laboratorio, a regímenes de humedad de 70 y 80 % base húmeda, teniendo una segunda etapa en la cual estudio, el efecto de la recirculación de lixiviados sobre el establecimiento de la fase metanogénica a los regímenes de 50-80 % base húmeda. Por último determinó el intervalo de volumen de lixiviado a recircular (%V) para obtener la mayor generación de metano (CH_4). Los parámetros analizados fueron porcentaje de humedad, pH, SVT, celulosa, lignina, carbono y nitrógeno.

Los resultados encontrados indican que el contenido de humedad a capacidad de campo maximiza la biodegradación de los RSU, además que existe una relación directa entre los asentamientos de los RSU y las tasas de recirculación de lixiviados, con excepción de los biorreactores con recirculación a 80 y 120 %V.

Delfin, Durán (2003) utilizaron dos tipos de hongos celulolíticos (*Pleurotus spp*) para degradar RSU con altos contenidos de compuestos lignocelulosicos como son los restos de café y penachos de piña mezclados con algodón industrial y paja de trigo. Determinaron que estos residuos pueden utilizarse como sustratos para el cultivo de los hongos y un porcentaje de remoción del 80% de los RSU.

Barlaz *et al.*, 1989, analizaron el desarrollo de los grupos bacterianos: hemicelulolíticos, celulolíticos, acetogenos productores de H_2 y acetato y metanógenos de $\text{H}_2 + \text{CO}_2$, implicados en la conversión de los RSU a CH_4 en reactores escala laboratorio. Para ello utilizaron el método del número más probable (NMP), cromatografía de gases y líquidos. Los resultados mostraron que se consumió el 72% de la fracción orgánica de los RSU además de que existe una correlación entre las densidades de las poblaciones

bacterianas y las fases de la descomposición bacteriana anaeróbica (DBA) de los RSU, la disminución inicial del pH de 7.5 a 5.7 fue derivada la acumulación de ácidos orgánicos (AO) producto de la DBA de celulosa y hemicelulosas; observaron que las poblaciones celulolíticas y hemicelulolíticas se incrementaron más rápidamente después del establecimiento de las poblaciones acetogénicas y metanogénicas cuando se redujeron los AO. Utilizaron los resultados de la investigación para hacer una descripción actualizada de las fases de la DBA.

Por otro lado, Kirk y Farrel (1987) y Zeikus *et. al.* (1982), encontraron que la resistencia al ataque microbiano de la lignina es debido a su elevado peso molecular, heterogeneidad química y a la ausencia de un hidrolizable regular de acoplamiento monomérico. Solamente los monómeros y oligómeros de la lignina han demostrado ser mineralizados, mientras que la lignina de mayor peso molecular no es degradable anaeróbicamente.

Westlake *et al.*, 1995, utilizaron el método de Hungate (1969), con monitoreo de temperatura y pH para determinar la función de bacterias celulolíticas implicadas en la hidrólisis de la fracción orgánica de RSU con el fin de identificar las mejores condiciones para la descomposición e identificación de los productos de la DBA de la celulosa. Encontraron que *Clostridium* spp. (celulolítico aerobio) y tres clases de *Eubacterium* spp. (Celulolíticos anaerobios estrictos) crecen en mayor proporción a temperaturas termófilas entre 37 – 50°C con pH entre 6.8 - 7.7, hallando que las propiedades fisico-químicas en DBA de la FO de RSU favorecen la diversidad de microorganismos celulolíticos.

Rampersad *et al.*, (1998), procesaron junto a diferentes medios de cultivo residuos de jardinería, papel, suelo con composta y lixiviados provenientes de un RESA en

Sudáfrica para determinar las mejores condiciones para la degradación de la celulosa. Utilizaron seis medios para el proceso de cultivo: medio MS (Murashige and Skoog, 1962) citado en (Boone *et al.*, 1998), medio de cultivo enriquecido (Shapton and Board, 1971), medio de cultivo celulotico para termófilas, medio celulítico anaeróbico (Atlas y parks, 1993), agar de celulosa Congored (Hendricks *et al.*, 1995) por ultimo medio P-A (Presencia y Ausencia), (Standard Methods, 1989).

La degradación de celulosa la determinaron por medio de observación visible. Utilizaron diluciones de 10:1 a 10:3 y temperaturas controladas de 30 a 37°C para bacterias mesofilas y de 60 a 65°C para termófilas; analizaron la actividad bacteriana por medio de la producción de biogás y cambios en tiras de papel Whatman No.1, reportaron que los medios de cultivo tuvieron mayor actividad celulolítica en donde existía papel y residuos de jardinería a 37°C y pH entre 7 a 7.2.

Rodríguez *et al.*, (2005) Realizaron un estudio cuyo objetivo fue determinar el potencial de biodegradación de muestras de rellenos sanitarios, mediante un método que evalúa la biodegradabilidad de los compuestos celulósicos de los residuos municipales. La prueba se basa en la cuantificación de monosacáridos convertidos de la hidrólisis de la fracción orgánica de los RS. utilizaron para las mediciones cromatografía líquida de alta eficacia y cromatografía de gases. Demostraron que los contenidos de monosacáridos pueden estar relacionados con la biodegradabilidad del material celulósico. Los resultados se correlacionan con el potencial bioquímico de metano, la cual hace que esta prueba sea fiable para la evaluación de celulosa en muestras de residuos urbanos.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Obtención de las muestras del sitio de estudio

El estudio se realizó en el Relleno de Tierra Clausurado de Morelia Michoacán, el cual se localiza a 15 kilómetros al oeste de la ciudad (Figura 4). Previo a una selección al azar, se perforaron 16 pozos con una retro-excavadora, a una profundidad de tres metros (Figuras 5 y 6) y en cada estrato de un metro de profundidad se tomaron muestras de residuos sólidos de aproximadamente cuatro kilos utilizando el método de cuarteo, con base en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-015-1985 (SECOFI, 1985) y se colocaron en bolsas de polietileno color negro y se congelaron para los análisis posteriores. Durante el muestreo, se midió la temperatura de las muestras de tres metros profundidad con un termómetro digital (Taylor Precision Products, modelo 9878).

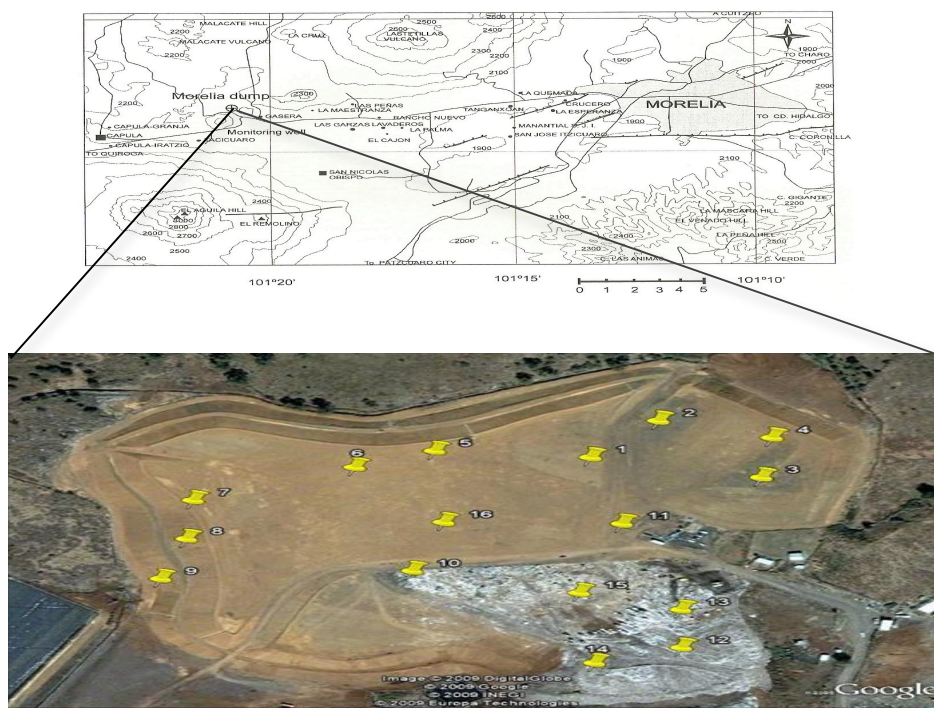


Figura 4. Relleno de Tierra Clausurado de Morelia Michoacán. Elaborado apartir de Google Earth, 2007.



Figura 5. Perforación de pozos.



Figura 6. Medición de la profundidad de los pozos.

7.2 Selección y Cuantificación de subproductos

La preparación de muestras en el laboratorio para su análisis se basó en NMX-AA-052-1985 (SECOFI, 1985^b).

Una vez que se descongelaron las muestras se realizó manualmente la selección y cuantificación de subproductos (Figura 7), con base en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-022-1985 (SECOFI, 1985^c). Ya separados los componentes de las muestras de RS, estos se agruparon en categorías de degradabilidad, de acuerdo con la clasificación propuesta por SCS ENGINEERS (2009).



Figura 7. Caracterización de los Residuos Sólidos.

7.3 Preparación de la muestra para los análisis físicos y químicos

De la muestra tomada en campo, se tomó un kg y se secó mediante exposición solar por seis horas y posteriormente se colocaron en cámaras de incubación, a una temperatura constante de 25°C por tres días (Figuras 8 y 9).



Figura 8. Secado de muestras al sol.



Figura 9. Secado en cámara de incubación.

Una vez secas las muestras se trituraron y molieron en un molino (IKAMF10, IKA-WERKE®) hasta un tamaño de partícula ≤ 0.1 cm y almacenadas para su posterior análisis.

7.4 Análisis físicos y químicos de las muestras de RSU

Los análisis físicos y químicos de las muestras se efectuaron por triplicado.

7.4.1 Determinación de potencial de hidrogeno (pH)

El pH se midió conforme a la Norma Mexicana NMX-AA-25-1984 (SECOFI, 1984) con un potenciómetro (modelo PC-18, Felisa®) (Fig. 10, 11 y 12), calibrado con dos disoluciones estándar de pH 4 y 7. Se pesó 10 g de muestra y se transfirieron a un vaso de precipitado de 250 cm³, se añadió 90 cm³ de agua destilada y se mezcló con un

agitador durante 10 minutos y se dejó reposar la solución durante 30 minutos; después se determinó la temperatura de la solución y por último se sumergieron los electrodos en la solución y tomar la lectura del pH.



Figura 10. Potenciómetro modelo PC-18.



Figura 11. Pesado de la muestra.



Figura 12. Agitación.

7.4.2 Determinación del Contenido de Humedad

Se efectuó de acuerdo con la Norma Mexicana NMX-AA-016-1984 (SECOFI, 1984^b), éste método se basa en la pérdida de peso de la muestra por la evaporación del agua a una temperatura de 105°C durante 24 horas. Se colocaron 10 g de muestra sin compactar en cápsulas previamente lavadas y secadas, se colocaron en la estufa a 105°C durante 24 horas. Transcurridas las 24 horas se pusieron las cápsulas en el desecador durante una hora y después se pesaron. El porcentaje de humedad se calculó con la ecuación 3.

$$H = \frac{G - G_1}{G} * 100 \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

H: Humedad en %

G: Peso de la muestra húmeda en g

G₁: peso de la muestra seca en g

7.4.3 Determinación de Cenizas

Se realizó con base en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-18-1984 (SECOFI, 1984°), de la muestra seca obtenida del análisis de humedad, se pusieron pesos conocidos de muestra en cápsulas y se colocaron en la mufla a 550 °C durante 5 horas. Transcurrido este tiempo, las muestras se pusieron en la estufa a 105°C durante una hora, después se colocaron en el desecador y cuando se enfriaron se pesaron (Figuras 13, 14 y 15).

Para su determinación se uso la ecuación 4.

$$C = \frac{G1 * 100}{G} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

C= Cenizas en %

G= Peso de la muestra en g.

G1= peso de cenizas en g.

7.4.4 Determinación de Sólidos Volátiles (SV)

Los SV se determinaron conforme a la técnica 2540G del Standard Methods (APHA, 1998). Con base en los resultados de humedad y cenizas, se realizaron los cálculos para determinar el porcentaje de SV (Clesceri *et al.*, 1998) Para su determinación se uso la ecuación 5.

$$\% SV = \frac{[PS - PC]}{PS} * 100 \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

%SV= Porcentaje de sólidos volátiles

PS= Peso en gramos de la muestra seca (105°C).

PC= Peso en gramos de la muestra calcinada (505°C).



Figura 13. Muestras en el horno.



Figura 14. Muestras en la estufa.



Figura 15. Muestras en el desecador.

7.4.5 Preparación de los RS libre de extraíbles

Se utilizó el método ASTM D1105-56 (Meltzer, 1979) para la preparación de la madera libre de extraíbles. Los extractivos consisten de materiales que son solubles en solventes neutros. En el cuadro 2 se muestran los materiales y reactivos de grado analítico utilizados.

Cuadro 2. Reactivos y materiales para la preparación de RS libre de extraíbles.

Reactivo/Material	Especificaciones
Agua destilada	Líquido
Alcohol etílico $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{-OH}$	95% Líquido
Tolueno $\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$	Líquido
Cartucho de extracción	Poros gruesos
Papel filtro Whatman	No. 40
Pinzas	
Equipo Soxhlet	

El método es el siguiente:

Se pesaron en una balanza analítica 20g de la muestra preparada para los análisis físicoquímicos y se colocaron en el cartucho de extracción (pesado previamente) y cubriéndose con papel filtro. Este procedimiento se hizo dentro de la báscula analítica con precisión y cuidado. Con pinzas se agarró y colocó el cartucho con la muestra dentro del cuerpo extractor del sistema de reflujo Soxhlet (Figura 16), previamente puesto en la parrilla de calentamiento.

Se agregó en el matraz balón del equipo Soxhlet 250 ml de una mezcla de etanol-tolueno 1:2 (84 ml de etanol y 167 ml de tolueno) (Figura 17). Una vez instalado el equipo Soxhlet con el cartucho dentro se colocó en la parrilla a 85° C por cuatro horas.

Transcurrido el tiempo de digestión ya enfriado el equipo Soxhlet, se sacó el cartucho y se puso a secar a temperatura ambiente y posteriormente se pesó en la balanza analítica.

Por segunda ocasión se colocó el cartucho con la muestra en el equipo Soxhlet y se agregaron 250 ml de etanol-tolueno ($\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$) (1:1) colocándose en la parrilla para otro ciclo de digestión, o hasta que el etanol saliese incoloro en los sifones (Figura 18).

De igual manera se enfrió el Soxhlet, y se pesó el cartucho. Por tercera ocasión se

repitió el proceso, agregando agua destilada (Figura 19) para que la muestra se enjuagase de los solventes.

Una vez fría y seca, a la muestra digerida se le determino humedad conforme la Norma Mexicana NMX-AA-016-1984 (SECOFI, 1984^b).



Figura 16. Parrilla y sistema de reflujo Soxhlet.



Figura 17. Extracción con etanol-tolueno.



Figura 18. Extracción con etanol.



Figura 19. Extracción con H₂O_D

7.4.6 Determinación de Lignina

La determinación de lignina en las muestras de residuos sólidos se efectuó de acuerdo con el método reportado por Colín-Urieta *et al.* (2007), los análisis se realizaron por duplicado. El material y reactivos usados se presentan en el cuadro 3.

Cuadro 3. Reactivos y materiales utilizados para la determinación de lignina.

Reactivo/Material	Especificaciones
Agua destilada	Líquido
Ácido sulfúrico H_2SO_4	72% (v/v) Líquido
Ácido bromhídrico	47-49% Líquido
Embudo Buchner	87 ml
Papel filtro Whatman	No. 40
Pinzas	
Matraz kitazato	500 ml

El procedimiento de extracción fue el siguiente y se muestra en las figuras 20 a la 24. Se pesó un gramo de la muestra libre de extractivos seca y se agregaron 25 ml de ácido sulfúrico al 72 % y 2.5 ml de ácido bromhídrico al 49 %, en un vaso de precipitados. Este procedimiento se hizo dentro de una campana de extracción debido a los vapores de los ácidos.

Se dejó reposar la muestra, agitándola cada 30 minutos, por un periodo de dos horas. Pasado este tiempo de reposo, se le adicionó 100 ml de agua destilada y se colocó en una parrilla plana durante 5 min, hasta el punto de ebullición. Posteriormente se filtró con el papel filtro previamente pesado y sobre un embudo Buchner.

Una vez filtrada la muestra, se enjuagó con agua destilada caliente, midiendo el pH y se dejó de enjuagar cuando la muestra alcanzó un pH neutro, lo cual es necesario para

evitar que los ácidos corroan el papel filtro al secarse y altere el peso de la muestra. Utilizando pinzas, se sacaron las muestras con el papel filtro a 70° C por 12 horas. Transcurrido el tiempo se pasó a un desecador, pesando en intervalos de 30 minutos, hasta obtener un peso constante.

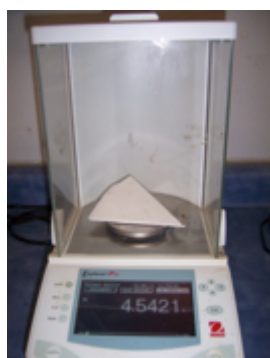


Figura 20. Pesado del papel filtro.



Figura 21. Preparación de mezcla de ácidos.



Figura 22. Reposo de las muestras.



Figura 23. Lavado de la muestra con Agua destilada caliente



Figura 24. Secado en estufa a 70° C.

El porcentaje de lignina en la muestra se calculó con la ecuación 6.

$$\% \text{ Lig} = \frac{(\text{Pr}-\text{Pf})-(\text{Mc}-\text{Pc})}{\text{M}} \times 100$$

Ecuación 6

Donde:

% Lig: Porcentaje de lignina base seca

M: es la muestra de residuo desengrasado y seco

Pr: es el peso del filtro con residuo

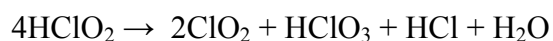
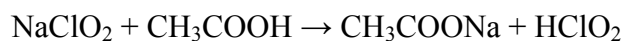
Pf: es el peso del filtro

Pc: es el peso del crisol

Mc: es el peso del crisol con la muestra de residuo calcinado

7.4.7 Determinación de Holocelulosa

La determinación de celulosa en las muestras de residuos sólidos se realizó de acuerdo con el método de clorito (Wise *et al.*, 1946). Este método se basa en la acción del dióxido del cloro cuyos productos de reacción acuosa y caliente hacen que la lignina se separe en forma soluble. El dióxido de cloro se produce al mezclar clorito de sodio y ácido acético. Las reacciones se muestran en la ecuación 7.



Ecuación 7

Los equipos, materiales y reactivos grado analítico se muestran en el cuadro 4.

Cuadro 4. Reactivos y materiales utilizados para la determinación de la celulosa.

Reactivo, Material y equipo	Especificaciones
Agua destilada H_2O_D	
Ácido acético CH_3COOH	70 % (v/v)
Clorito de sodio $NaClO_2$	Grado QP
Acetona $CH_3(CO)CH_3$	
Pinzas	
Papel filtro Whatman	No. 40
Filtro Gooch	50 ml
Matraz Erlenmeyer	200 ml
Matraz kitazato	500 ml
Vidrio de reloj	
Termo baño Felisa Modelo FE-377	
Estufa de secado Riossa modelo HCF-41	
Soportes universales	

El procedimiento de extracción fue el siguiente:

Se pesó un gramo de la muestra libre de extractivos y muestra seca, se agregó una solución de 0.3 g de Clorito de sodio en 32 ml de agua destilada, dos gotas de ácido acético y se colocó en un matraz Erlenmeyer, se cubrió con un vidrio de reloj y se puso en baño de agua a 75 °C durante una hora, agitando cada 30 minutos.

Transcurridos los 30 minutos se añadieron lentamente dos gotas de ácido acético y 0.32 g de clorito de sodio, se agitó y dejó reposar por una hora. Se repitió el procedimiento anterior dos veces más, hasta un total de cuatro horas y se enfrió a temperatura ambiente.

Posteriormente, aplicando vacío se filtró la suspensión sobre un filtro Gooch con papel filtro Whatman, ambos previamente pesados. El material separado se enjuagó con 200 ml de agua caliente, se agregaron 100 ml de acetona y se pesó. Se secó a 40 °C, durante

tres días y se enfrió en un desecador para evitar la hidratación de la celulosa y se volvió a pesar. El procedimiento se muestra en las figuras 25 a la 27.



Figura 25. Digestión en termo baño.



Figura 26. Filtración y lavado de la muestra al vacío.



Figura 27. Muestra Final después del secado.

El contenido de holocelulosa se calculó con la ecuación 8.

$$\%HOL = \frac{(P_3 - P_2) \times (100 - \%HHOL_2) \times (\%HHOL_1)}{P_1 \times (100 - \%Hbh)}$$

Ecuación 8

Donde:

%Hbh= es el porcentaje de agua con respecto a la muestra inicial molida

P1= Peso de la muestra libre de extractivos y seca.

P2= Peso de la muestra separada, lavada con H₂O caliente.

P3= Peso de la muestra seca durante tres días en horno.

%HHOL1= % humedad de la muestra digerida libre de extraíbles.

%HHOL2 = % humedad del solido obtenido en el filtro gooch.



7.5 Análisis estadístico de los datos

Los resultados de los análisis de laboratorio, se ordenaron en una base de datos y se procesaron mediante estadística descriptiva.

8. RESULTADOS

8.1 Selección y cuantificación de subproductos

La caracterización de los residuos sólidos dio como resultado un contenido predominantemente orgánico que oscila del 48 al 85 % de fracción orgánica (Cuadro 5), no obstante que solo un sitio dio un contenido por abajo del 50%.

Cuadro 5. Composición promedio en las muestras de RSU (% peso fresco)

Principales	
subproductos	%
Fracción orgánica	54.42
Cartón	3.98
Madera	0.96
Papel	1.14
Pañal desechable	3.79
Plástico en película	7.42
Vidrio	2.83
Piedras	11.35
Material ferroso	1.97
Plástico rígido	4.45
Loza y cerámica	1.10
Trapo	2.05
Otros	4.53
TOTAL	100

Los residuos principales que contienen componentes lignocelulosicos son: papel, cartón, residuos de jardinería, residuos alimenticios entre otros, de acuerdo a otros autores los residuos mas predominantes son los diferentes tipos de papel, cartón, residuos de jardinería (Eleazer *et al.*, 1997; Micales and Skog, 1997; Stinson and Ham, 1995).

De acuerdo a la bibliografía citada (Eleazer *et al.*, 1997; Micales and Skog, 1997; Stinson and Ham, 1995) se obtuvo la caracterización de los subproductos principales de los componentes lignocelulosicos, los cuales se muestran en la figura 28.

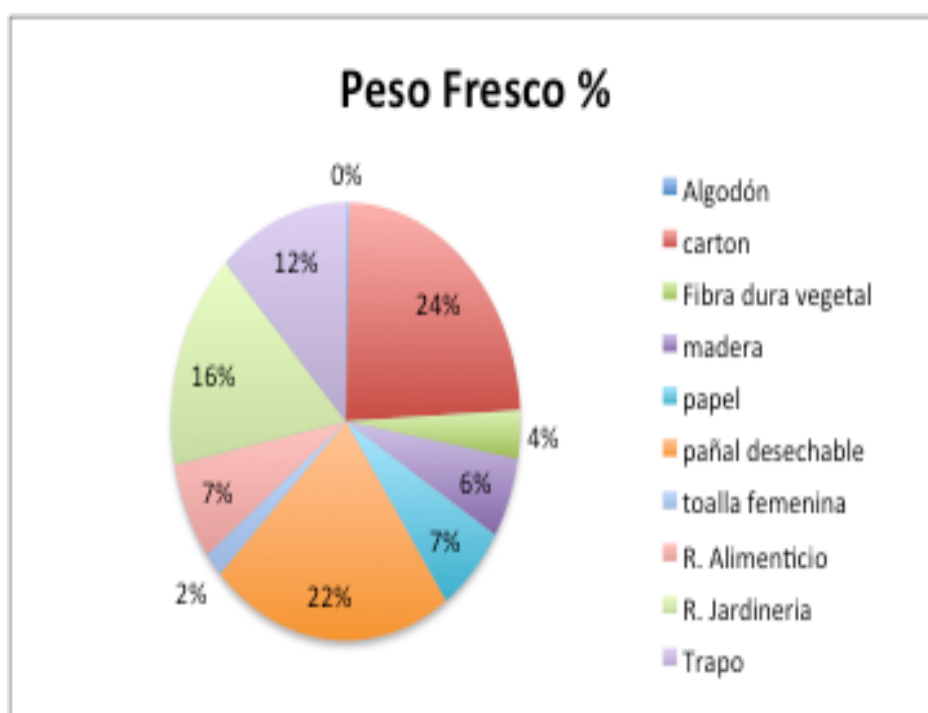


Figura 28. Caracterización de los principales subproductos en esta investigación que contienen componentes Lignocelulosicos.

8.2 Análisis físicos y químicos de las muestras de RSU

Las temperaturas de los residuos en la mitad de los pozos muestreados fueron inferiores a 30°C (por debajo del rango mesofílico); los valores de pH se encontraron en un rango predominantemente básico (8 a 8.4), con excepción de los pozos 12 y 15, y los valores de humedad en un rango del 21 al 48% (Cuadro 6).

Cuadro 6. Parámetros físicos en las muestras del RTC de Morelia (promedio por pozo)

Pozo	%Orgánico	%Inorgánico	Temperatura (°C)	pH	Humedad (%)
1	85	15	29.8	8.4	31.4
2	79	21	28.1	9.1	38.7
3	69	31	26.5	9.1	35.9
4	66	34	28.5	9.0	48.0
5	54	46	27.2	8.3	42.1
6	61	39	24.4	8.3	37.6
7	64	36	33.4	8.2	31.7
8	78	22	41.8	8.7	27.0
9	58	42	41.9	8.5	32.3
10	67	33	35.3	7.8	33.3
11	64	36	26.2	8.7	30.1
12	52	48	44.0	7.0	31.2
13	61	39	40.4	9.1	35.5
14	48	52	35.5	8.8	41.5
15	59	41	34.3	6.1	31.2
16	62	38	27.5	7.1	21.8

La categorización de los diferentes componentes orgánicos de las muestras de RS analizadas dentro de la clasificación de degradabilidad de SCS Engineers (2009), dio un 82% de residuos de degradación muy rápida.

lo cual indica un origen predominantemente vegetal de la fracción orgánica (residuos alimenticios y de jardinería), y por ende, de una alta degradabilidad, como demuestran los resultados de la clasificación de los residuos de las categorías de degradación, en la que el 82% se ubican en residuos de degradación muy rápida (cuadro 7).

Cuadro 7. Degradabilidad de los residuos sólidos analizados de acuerdo con las categorías de SCS ENGINEERS (2009).

Fracción orgánica	
1. Residuos de degradación muy rápida	82 %
2. Residuos de degradación medio rápida	4 %
3. Residuos de degradación medio lenta	10.6 %
4. Residuos de degradación lenta	2.3 %

El cuadro 8 muestra los parámetros químicos analizados en las muestras de residuos sólidos de los 16 pozos del sitio de estudio. Se observa que los ST, se encuentran en un rango del 52 al 78% en todos los pozos muestreados. Los contenidos de lignina y holocelulosa en las muestras analizadas oscilan del 11 al 38% y del 38 al 53%, Respectivamente.

Cuadro 8. Parámetros químicos de los residuos sólidos en el sitio de estudio (%)

Muestra	ST	Cenizas	SV	Lignina	Holocelulosa	H/L
pozo1	68.6 ± 7.5	23.06 ± 1.46	76.96 ± 1.45	4.78 ± 0.10	51.56 ± 1.24	10.78
pozo2	61.3 ± 1.7	78.80 ± 1.29	21.20 ± 1.28	7.47 ± 5.84	53.31 ± 0.68	7.14
pozo3	64.1 ± 2.7	33.74 ± 1.96	66.26 ± 1.96	9.52 ± 0.84	37.67 ± 0.74	3.96
pozo4	52 ± 5	20.45 ± 0.87	79.75 ± 0.87	19.84 ± 1.61	40.93 ± 0.55	2.06
pozo5	57.9 ± 7.9	17.62 ± 0.58	82.38 ± 0.58	9.63 ± 6.22	29.52 ± 0.85	3.06
pozo6	62.4 ± 2.5	25.17 ± 2.83	74.82 ± 2.82	8.42 ± 0.55	52.08 ± 1.42	6.18
pozo7	68.3 ± 6.9	22.49 ± 0.49	77.50 ± 0.48	13.9 ± 1.30	46.03 ± 0.3	3.31
pozo8	73 ± 6.3	17.57 ± 1.66	82.43 ± 1.65	4.17 ± 0.71	51.63 ± 0.6	12.38
pozo9	67.7 ± 4.5	21.41 ± 0.13	78.58 ± 0.12	23.10 ± 3.33	39.23 ± 0.4	1.70
pozo10	66.7 ± 5	22.11 ± 0.93	77.89 ± 0.92	11.22 ± 0.57	43.45 ± 1.2	3.87
pozo11	69.9 ± 5.5	19.22 ± 0.58	80.77 ± 0.57	19.31 ± 1.30	39.91 ± 0.5	2.07
pozo12	68.5 ± 0.3	16.10 ± 0.23	83.89 ± 0.23	26.77 ± 2.06	44.21 ± 0.73	1.65
pozo13	64.5 ± 0.4	17.07 ± 0.80	82.93 ± 0.79	14.61 ± 0.92	48.83 ± 0.94	3.34
pozo14	58.5 ± 3.9	20.28 ± 0.78	79.72 ± 0.77	20.45 ± 0.75	41.93 ± 0.61	2.05
pozo15	68.8 ± 1.4	21.06 ± 1.52	78.93 ± 1.51	14.21 ± 1.60	38.09 ± 1.5	2.68
pozo16	78.2 ± 1.7	15.28 ± 1.09	84.71 ± 1.09	9.44 ± 0.48	50.25 ± 0.47	5.32

*Los porcentajes de holocelulosa y lignina son del total de la muestra de residuos.

Utilizando los estudios de sólidos volátiles (SV) de González *et al.*, (2011), ya que estos estudios son del mismo sitio de muestreo, que el de esta investigación, se utilizaron para ver la diferencia entre SV (cuadro 9), la cual se discute en el apartado siguiente.

Cuadro 9. Comparación de Sólidos Volátiles (%).

pozo	SVg	SVn
1	78.6 ± 7.5	3.52 ± 0.22
2	34.3 ± 1.7	0.95 ± 0.07
3	49.3 ± 2.7	2.56 ± 0.46
4	39.2 ± 5	3.65 ± 0.13
5	69.9 ± 7.9	3.66 ± 0.13
6	58.5 ± 2.5	3.66 ± 0.17
7	32.2 ± 6.9	3.52 ± 0.10
8	28.4 ± 6.3	3.10 ± 0.65
9	79.8 ± 4.5	3.20 ± 0.18
10	38.3 ± 5	3.57 ± 0.14
11	77.7 ± 5.5	3.72 ± 0.15
12	27.2 ± 0.3	3.74 ± 0.17
13	17.3 ± 0.4	3.17 ± 0.69
14	35.9 ± 3.9	3.57 ± 0.17
15	36.4 ± 1.4	3.41 ± 0.35
16	37.2 ± 1.7	3.80 ± 0.19

*SVg: se refiere a los sólidos volátiles tomados de González *et al.*, (2011).

SVn: se refiere a los sólidos volátiles de este estudio del proceso de digestión acida.

9. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

De acuerdo con Reinhart *et al.*, (2002), se requiere un contenido de humedad entre 65-70% en la matriz de residuos para acelerar la degradación anaeróbica de éstos. Los valores de humedad encontrados en los residuos de los pozos muestreados no son óptimos para una buena degradación de los RS. Lo anterior puede deberse a que las labores de clausura del sitio, incluyeron el emparejamiento y compactación de los residuos sólidos, los cuales se cubrieron con una capa de arcilla y tezontle, de aproximadamente 10 centímetros. Además, se observó una mayor humedad en los residuos durante la estación de lluvia, con respecto a la estación seca. Por lo que se reafirma que la cobertura aplicada en el sitio, no es suficiente para aislar adecuadamente a los residuos sólidos confinados.

Los valores de los ST encontrados en todos los pozos (52 al 78%) se consideran altos independientemente del tiempo de confinamiento de los RS. Estos valores confirman que los contenidos de humedad están por abajo del óptimo para que se efectué una degradación eficiente de los residuos, no obstante que de acuerdo con la caracterización, la materia orgánica es abundante.

En esta investigación, los valores de pH son predominantemente básicos y los bajos contenidos de humedad en los residuos analizados, influyen en la velocidad de degradación de la materia orgánica, no obstante que la mayor parte de esta es de fácil degradación. Es de resaltar que 11 de los 16 sitios muestreados, los SV se encuentran por debajo del 50%, lo cual indica un estado avanzado de degradación e indica que el tiempo de confinamiento de los RS también está influyendo, ya que en el sitio se encuentran cuatro zonas con antigüedad que oscila de los cinco a los 19 años.

Los contenidos de compuestos lignocelulósicos encontrados en esta investigación, concuerdan con los reportados previamente para residuos sólidos de países en vías de desarrollo (Chiemchaisri *et al.*, 2007), en los que la composición predominante de la fracción orgánica proviene de residuos de comida y jardín; al contrario de lo reportado para países desarrollados (Barlaz, 2006), en los que los contenidos de lignina son más altos, lo cual indica un origen predominantemente de residuos de madera. (Hossain, 2003), reporta contenidos de celulosa en muestras frescas de residuos orgánicos de 41% y de lignina de 38%; mientras que Barlaz (2006), reporta 42% de celulosa y 10.9% de lignina. Por lo que la diferencia en los valores reportados de lignina entre ambas investigaciones es alto y se puede atribuir a diferencias metodológicas y de las técnicas de extracción utilizadas. No obstante que la degradación de la celulosa y lignina está determinada por la influencia de factores físicos como el pH y porcentaje de humedad (Kelly *et al.*, 2006; Barlaz, 1997), ya que la determinación de los contenidos de Holocelulosa y lignina en los residuos orgánicos, ofrece limitaciones por la presencia de extractivos en los residuos de origen vegetal básicamente.

La mayor parte de los datos que se reportan de los contenidos de lignina y Holocelulosa provienen de residuos específicos, por ejemplo, cartón, madera, papel y son pocas las fuentes que reportan contenidos de compuestos lignocelulósicos en RSU, como es el caso de este trabajo. Aunado a lo anterior la determinación de la degradabilidad de los residuos urbanos mediante las técnicas de lignina y Holocelulosa también son un aporte a la investigación en la problemática de los residuos sólidos urbanos, ya que la mayor parte de los datos disponibles se han realizado predominantemente por técnicas como la de sólidos volátiles, la cual no obstante ofrece una idea de la degradabilidad de la fracción orgánica de los RS, tiene una gran limitante en cuanto a la precisión del tipo de

materia orgánica. Las características fisicoquímicas de la materia orgánica de los residuos urbanos en el país que tienen un gran porcentaje de materia de origen vegetal, son altamente recalcitrantes para las técnicas anteriormente descritas.

Lo anterior queda demostrado si se comparan los resultados de sólidos volátiles del cuadro 8, los sólidos volátiles de la investigación siendo estos menores, debido a que ambos valores son de RS del mismo sitio de estudio provienen de una muestra previamente digerida con etanol-tolueno. Por lo tanto, las técnicas de lignina-celulosa proporciona resultados más precisos de la degradabilidad de los residuos sólidos, puesto que estos como se ha demostrado por su origen tienen contenidos altos de lignina-celulosa.

Kelly *et al.*, (2006), mencionan que los valores de celulosa y de SV son indicadores adecuados del grado de degradación y /o estabilidad de los RS en un relleno sanitario; además concluyen que la relación celulosa/lignina, como índice de degradación, no tiene mayor confiabilidad con respecto a los contenidos de celulosa o de SV. El contenido de lignocelulósicos en los residuos sólidos analizados y por ende, las relaciones de holocelulosa/lignina (H/L) determinadas en este estudio, ubican a estos residuos con un contenido alto de materia orgánica biodegradable y por ende, de producción de biogás.

Resulta importante reiterar que para efecto de toma de decisiones para el tratamiento de RSU, los valores de SV indican el estado de degradación de los residuos, mientras los valores de lignina-holocelulosa precisan la información sobre la degradabilidad de los residuos. Los resultados de este estudio permiten concluir que los RSU del sitio de estudio, que tiene cinco años de clausurado, aún no se han estabilizado en su totalidad, debido al contenido alto de compuestos lignocelulósicos en los residuos confinados. Por



lo cual este trabajo contribuye con una alternativa viable de análisis de la materia orgánica de los RSU, los cuales aún continúa aumentando la generación en países en vías de desarrollo, como es el caso de México.

10. CONCLUSIONES

La caracterización de los RSU, mostró una gran heterogeneidad de componentes, no obstante, la fracción orgánica continúa siendo predominante en la composición de los residuos sólidos urbanos del sitio de estudio.

Los resultados de los análisis de temperatura, humedad y del pH, determinaron que estos valores se encuentran por debajo del rango óptimo que asegure las condiciones adecuadas dentro de la matriz de los residuos para el desarrollo adecuado de las poblaciones bacterianas anaerobias.

Los resultados de los análisis de sólidos totales y volátiles mostraron contenidos altos de la fracción orgánica en las muestras de los pozos muestreados, independientemente del tiempo de confinamiento de los residuos sólidos.

Los resultados de los análisis para determinar Lignina y Holocelulosa con las técnicas descritas en esta investigación coinciden con lo reportado en investigaciones anteriores para RSU similares, por lo que estas técnicas son factibles para su implementación en los análisis de materia orgánica de residuos sólidos urbanos.

Los resultados de los análisis de SV y de Holocelulosa y Lignina en este estudio, mostraron un alto contenido de materia orgánica sin degradar y que esta última contiene relaciones altas de celulosa y lignina, lo cual junto con las condiciones fisicoquímicas inadecuadas dentro de la matriz de los residuos sólidos determinan un tiempo prolongado para la estabilización de los residuos sólidos del sitio.

La relación de Holocelulosa/Lignina en los resultados de los análisis de estos compuestos, muestra un alto contenido de carbono orgánico recalcitrante y de lenta degradación por el origen predominantemente vegetal de la fracción orgánica de los residuos sólidos del sitio de estudio.

11. RECOMENDACIONES

1. Las muestras de RS se tomaron a una profundidad de tres metros, por lo que se recomienda ampliar los muestreos a mayores profundidades de la matriz del relleno. Esto permitiría comparar la variabilidad de los parámetros de los residuos, como el porcentaje de humedad, temperatura, pH. Además la determinación del estado de degradación de los residuos depositados a mayores profundidades mejoraría también las estimaciones de la producción de biogás en el sitio.
2. Los parámetros utilizados en esta investigación para la determinación de la biodegradabilidad de los residuos sólidos fueron la determinación de la holocelulosa y lignina. Esta se realizó por métodos químicos que han sido probados con tipo de residuos celulósicos. Debido a que existe una gran variedad de técnicas para obtener el porcentaje de estos polisacáridos, entre las que se encuentran la cromatografía por gases/espectrometría de masas. Se recomienda implementar estas técnicas para comparar la viabilidad económica y la precisión de los resultados.
3. Se sugiere extender estos estudios a una mayor cantidad de rellenos del país. Primeramente para comparar las variaciones de los parámetros y segundo para mejorar las estimaciones de los tiempos de estabilización de los sitios de confinamiento y de la producción de biogás en estos sitios.

12. BIBLIOGRAFÍA

Ahluwalia, V.K.; Kumar Lalita S. and Kumar, Sanjiv. Chemistry of natural products: Amino Acids, Peptides, Proteins, and Enzymes. 2007. CRC Press; New Delhi, India. ISBN: 9781420059175. 249 p.

Alzate-Gaviria, L.M., A. Pérez-Hernández, V.G. Nevárez-Moorillón, N. Rinderknecht-Seijas and H.M. Poggi-Varaldo. 2003. Comparación de dos sistemas anaerobios acoplados para la biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos. INTERCIENCIA 28 (8): Pp. 436-442.

APHA (American Public Health Association) 1998. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 20th Edition. Pp. 2462. ISBN 0-87553-235-7 Washington DC, USA.

Atlas R.M. and Parks L.C. 1993. *Handbook of Microbiological Media*. CRC Press, USA. 71-247

Barlaz, M.A., D.M. Schaefer and R.K. Ham. 1989. Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. Applied and Environmental Microbiology Jan: 55-65.

Barlaz, M.A., Ham, R.K. and Schaefer, D. M. 1989^b. Mass balance analysis of anaerobically decomposed refuse. Journal of Environmental Engineering. 115: 1088–1103.

Barlaz, M. A. 2006. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. Waste Management. 26(4): 321-333.

Barlaz, M. A., 1997. "Microbial Studies of Landfills and Anaerobic Refuse Decomposition". Manual of Environmental Microbiology. Washington, D. C., Edited by Harvey, R. W. and suflita, J. M., ASM Press.

Barlaz, M. A., Elazer, W. E., Odle, W. S., Qian, X. III., and Wang, Y-S. 1997. Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills, EPA/600/SR-97/071.

Barlaz, M. A., Ham, R. K., and Shaefer, D. M. 1990. "Methane Production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics". Crit. Rev. Environ. Control, 19 (3), 557-84.

Boone D.R., Johnson R.L. and Liu Y. 1989. Diffusion of the interspecies electron carriers H₂ and formate in methanogenic ecosystems and its implications in the measurement of K_m for H₂ or formate uptake. *Appl. Environ. Microbiol.* **55** (7) 1735-1741.

Buenrostro D. O, G. Bocco, and G. Bernache. 2001. Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study. *Waste Management & Research* 19: 169-176.

Branco S. M., 1984. *Limnología Sanitaria. Estudio de la Polución de Aguas Continentales*. Monografía Científica No. 28, Serie Biológica, OEA. 119.

Carrillo, L. 2003. *Microbiología Agrícola*, Cap. 3 Actividad microbiana. Universidad Nacional de Salta. Argentina. pp. 1-28.

Colín-Urieta S., García-Calderón Ma. A., López-Albarrán P., Rutiaga-Quíñonez J.G. 2011. Análisis preliminar de la composición química de la madera de cordiaelecanoides DC. 4to. Congreso Forestal, IV Simposio Internacional sobre técnicas agroforestales, III Congreso Internacional de Jóvenes Investigadores DEFORS 2007 y I Taller sobre Silvicultura Urbana Periurbana. 7 al 11 abril. La Habana, Cuba. pp. 223.

Chakraborty M., Sharma Ch., Pandey J., Singh N. and Gupta P. K. 2011. Methane emission estimation from landfills in Dehi: A comparative assessment of different methodologies. *Atmospheric Environment*. 45, 7135-7142.

Chiemchaisri C., Chiemchaisr W., Kumar S and Hettiaratchi J. 2007. Solid waste characteristics and their relationship to gas production in tropical landfill. *Environmental Monitoring Assessment*, 135: 41-48.

Colberg, P. J. 1988. "Anaerobic microbial degradation of cellulose. Lignin, oligolignols and monoaromatic lignin derivatives". *Biology of anaerobic microorganisms*, A. J. B. Zehnder, ed., Wiley-Liss, New York, 333-372.

Delfín-Alcalá I., Durán de Bazua C. 2003. Biodegradación de residuos urbanos lignocelulosicos por *Pleurotus*. *Revista internacional de contaminación ambiental*, año/vol. 19, número 001. pp. 37-45.

Derregibus M. T., 1997. "Determinación Rápida de Lignina en Efluentes de Mataderos". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 13, No. 002. UNAM DF. México. 97-100.

Dlugokencky E.J., Nisbet E.G., Fisher R. and Lowry D. 2011. Global atmospheric methane: Budget, changes and dangers. *Philosophical Transactions Of The Royal Society A*. 369, 2058-2072.

Edwards, C. S. 1973. Determination of lignin and cellulose in forages by extraction with triethyleneglycol. *J. Sci. Fd. Agric*. 24, 381-388.

Eleazer, W. E. Odle, W. S. Wang, Y.-S. Barlez, M. A. 1997. Biodegradability of municipal solidwastecomponents in laboratory-scalelandfills. *Environ. Sci. Technol*. 31, 911-917.

Fengel, D. y Wegener, G. 1984. *Wood: Chemistry, ultrastructure, reactions*. De Gruyter, Berlin.

- Gendebien A., Constant M., Ledrut-Damanet E., Nyns H., Willumsen J., Butson R., Fabry G. and Ferrero. 1992. Landfill Gas from Environment to Energy. Commission of the European Communities. Luxembourg.
- Godley A R., Lewin K., Graham A and Smith R. 2003. Environmental agency review of methods for determining organic waste biodegradability for landfill and municipal waste diversion. Proc. 8th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK, 23-26 Nov. vol. 2.
- González, C.; Buenrostro, O.; Márquez, L.; Hernández, C.; Moreno, E. and Robles, F. 2011. Effect of Solid Wastes Composition and Confinement Time on Methane Production in a Dump. Journal of Environmental Protection. 2, (En prensa).
- Hernandez B. M. 2010. Estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos mediante humidificación y recirculación de lixiviados. Tesis de Doctorado. Instituto de investigaciones agropecuarias y forestales (IIAF), UMSNH. Morelia Michoacán. Pps. 186.
- Hendricks C.W., Doyle J.D. and Hugley B. 1995. A new solid media for enumerating cellulose-utilizing bacteria in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* **61** (5) 2016-2019
- Hossain M., Gabr M. and Barlaz, M. 2003. Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition”. Journal of Geotechnical and Geo environmental Engineering. 129 (12), 1151-1158.
- Hungate, R. E. 1969. A roll tube method for cultivation of strict anaerobes. *In*: Norris J. R., and D. W. Ribbons (eds.). Methods in Microbiology. Academic Press Inc., New York, USA. pp. 117–132.
- Hilger, H. H., and Barlaz, M. A. 2001. “Anaerobic Decomposition of refuse in landfills and methane oxidation in landfill cover soils”. Manual environmental microbiology, 2nd Ed., American Society of Microbiology, Washington, D. C., 696-718.
- IPCC, 2006: Guide lines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Intergovernmental Panel on Climate Change, Vol. 5. Waste, IGES, Japón.
- Kelly R. J., Shearer B.D, Kim J., C.D. Goldsmith, G.R. Hater, Novak J.T. 2006. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. Wastemanagement and Research, 26:1349-1356.
- Kilmer. K. W., Tustin J. H. 1999. Rapid Landfill Stabilization and improvements in leachate quality by leachate recirculation. In. SWANA. Proceedings of the Four Annual Landfill Symposium. Denver. Co.

- Kirk T.K, Farrell R.L. 1987. Enzymatic 'combustion': the microbial degradation of lignin. *Ann. Rev. Microbiol.* 41.
- Kiss, G. y Encarnación. G. 2006. Los productos y los impactos de la degradación de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaceta Ecológica* 79: Pp.39-51.
- Lay, J.J; Li, Y.Y; Noike, T. 1997. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Pergamon*. vol. 31, no. 6, pp. 1518-1524.
- Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Bley, E.M. and Verstraete, W. 2001. Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology*; 44(8):91-102.
- Márquez B. L. 2000. Codisposición de residuos Sólidos y Medicamentos Caducos en Rellenos sanitarios Acelerados. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. México. 165 Pps. mas anexos.
- Meltzer Robert L. 1979. *Annual Book of ASTM Standars*, (Madera y adhesivos vol 22), United States of America: printed in the United States of America, 1979.
- Mendoza Ch. E. 2011. Estudio de las propiedades físicas y químicas de los residuos urbanos a distintos regimenes de recirculación de lixiviados. Tesis de maestría. Instituto de ingeniería, UABC. Mexicali, B.C. Pps. 74.
- Micales, J. A. and K. E. Skog. 1997. The decomposition of forest products in landfills. *International Journal of Biodeterioration and Biodegradation*, 39 (2-3):145-158.
- Mussatto, S. I. And Teixeira J.A. 2010. Lignocellulose as raw material in fermentation processes. *Communicating Current Research, Technology and Education topics in Applied Microbiology and Biotechnology* (Méndez-Vilas, A., Ed.) 2, 897-907.
- Rampeesad K., Goldstone L.A., Tivchev G.N. 1998, study of methods for the cultivation of anaerobic cellulose-degrading bacteria. *Water SA*. ISSN 0378-4738, Vol. 24 NO. 4, Pp. 343-346.1998.
- Reinhart D.R., McCreanor P.T. and Townsend T. G. 2002. The Bioreactor Landfill: Its Status and Future. *Waste Management and Research*. 20:172–186.
- Robles M. F., 2008. Generación de Biogás y Lixiviados en los rellenos Sanitarios. 2da. Ed. Instituto Politécnico Nacional. México D. F.115 Pps.
- Rodriguez, C. Hilgsmann, S. Lardinois, M. Destain, J. Radu, J. P. Charlier, R. Thionart, P. 2001. Cellulose enzymatic. *Godley Session 21 Paper 74 – Page 8* availability in solid waste. *Proc. 8th Int. WasteMan..LandfillSym.* Sardinia, Vol I, 69-7

Rodríguez C., Hiligsmann S., Ongena M., Charlier, R. and Thonart P. 2005. Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in municipal solid waste. *Biodegradation*. 16: 415–422.

Richard A., Lewin K., Graham A. and Smith R. Environment Agency Review of Methods for Determining Organic Waste Biodegradability for Landfill and Municipal Waste Diversion. Proc. 8th European Biosolids and Organic Residuals Conference. 2003. Wakefield, UK. 23-26 Nov. Vol. 2.

Rittmann, B. E. and P. L. McCarty. 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill Book Co., New York.

SECOFI (Secretaría de Economía y Fomento Industrial) 1984. “Norma Mexicana. NMX-AA-025-1984”. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-determinación del pH- método potenciométrico. , Pp 1-5.

SECOFI (Secretaría de Economía y Fomento Industrial) 1984^b. “Norma Mexicana NMX-AA-016-1984”. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-determinación de humedad. Pp. 1-5.

SECOFI (Secretaría de Economía y Fomento Industrial) 1984^c. “Norma Mexicana NMX-AA-018-1984”. Protección al ambiente - contaminación de suelos - residuos sólidos municipales - determinación de cenizas. Pp. 1-5.

SECOFI (Secretaría de Economía y Fomento Industrial) 1985. “Norma Mexicana NMX-AA-015-1985”, protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - Muestreo - Método de Cuarteo.

SECOFI (Secretaría de Economía y Fomento Industrial) 1985^b. “Norma Mexicana NMX-AA-052-1985”, protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales - preparación de muestras en el laboratorio para su análisis. Pp. 1-5.

SECOFI (Secretaría de Fomento Industrial) 1985^c. “Norma Mexicana NMX-AA-022-1985”. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-selección y cuantificación de subproductos. Pp. 1-5.

SEDESOL. 2005. Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas. México. Semarnat. *Estadísticas del Medio Ambiente*. México. 1997.

SCS ENGINEERS. 2009, Manual de usuario Modelo Mexicano de Biogás, Versión 2.0, IIE-CONAE SEDESOL.

http://www.epa.gov/lmop/documents/pdfs/manual_del_usuario_modelo_mexicano_de_biogas_v2_2009.pdf, 07/10/2009. 2009.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. La gestión ambiental en México. México, D. F. pp. 817-968.

Shapton D.A. and Board R.G., 1971. *Isolation of Anaerobes*. Academic Press, New York. 67 pp.

STANDARD METHODS (1989) Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (17th edn.). American Public Health Association. Port City Press, New York. Pps. 75

Stinson, J. A. Ham, R. K. 1995. Effect of lignin on the anaerobic decomposition of cellulose as determined through the use of a biochemical methane potential method. *Environ. Sci. Technol*, 29, 2305-2310.

Velázquez B. L. 2011. Factor de biodegradabilidad de los residuos confinados en el relleno de tierra de Morelia, Michoacán. Tesis de maestría. Instituto de ingeniería. UABC. Mexicali, B.C. Pps 64.

Villanueva M. A. 2011. Efecto de los residuos peligrosos en la metanogénesis de los residuos sólidos urbanos. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, UMSNH, Morelia Michoacán. Pps. 112.

Wade L. G. Jr. 2006. Química Orgánica. 5ta. Edición. Pearson, Prentice Hall. 1057-1059 y 1095-1096 Pp.

Westlake K, Archer DB and Boone DR. 1995. Diversity of cellulolytic bacteria in landfill. *J. Appl. Bact.* **79** 73-78.

Williams, Paul (2000). Waste Treatment and Disposal. Jhon Wiley & Sons. United Kingdom. Pag. 183-276.

Wise L.E., Murphy M., D.Á dieco A. 1946. Chlorite holocelluloses, its fractionation and beat in go summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. Paper Trade Journal 122, 35-45.

Yilmaz A H and Atalay F S. 2003. Modeling of the Anaerobic Decomposition of Solid Waste. *Energy Sources*. 25:1063-1072.

Zeikus, J G, Wellstein, A L, Kirk, T K. 1982. Molecular basis for the biodegradative recalcitrance of lignin in anaerobic environments. *FEMS Microbiology Letters*, 15: 193–197