



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGÍA

**DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LIXIVIADOS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS
EN DOS REACTORES EN SERIE.**

TESIS DE ESPECIALIZACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA

ING. JACKLY MEHU

ASESORES:

DRA. FLORINA RAMÍREZ VIVES

M.E. REYNA ISABEL RODRÍGUEZ PIMENTEL

LECTOR:

DR. OSCAR MONROY HERMOSILLO

JULIO, 2011

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	5
1.1 Justificación.	
1.2. Residuos sólidos urbanos (RSU).	5
1.3. La problemática de los vertederos o rellenos sanitarios.	6
1.4. Los lixiviados.	8
1.4.1. Métodos de tratamiento de lixiviados.	10
1.4.1.1. Tratamientos fisicoquímicos.	10
1.4.1.2. Tratamientos biológicos.	11
1.4.1.3. Influencia de los parámetros ambientales y de control.	14
1.4.1.3.1. Temperatura.	14
1.4.1.3.2. pH y alcalinidad.	14
1.4.1.3.3. Nutrientes.	15
1.4.1.3.4. Ácidos grasos volátiles.	15
1.4.1.3.5. Hidrógeno.	16
1.4.1.3.6. Nitrógeno amoniacal.	16
1.4.1.3.7. Sulfatos y sulfuros.	17
1.5. Reactor de lecho de lodos anaerobios de flujo ascendente (UASB).	17
1.6. Reactor anaerobio de película fija (RAPF).	18
1.7. Antecedentes.	19
1.8. Hipótesis.	20
1.9. Objetivo general.	21
1.9.1. Objetivos específicos.	21
2. MATERIALES Y MÉTODOS.	21
2.1. Puesta en marcha de los reactores	21
2.2. Caracterización del lixiviado y parámetros evaluados.	22
2.2.1. pH.	21
2.2.2. Alcalinidad.	23

2.2.3. Demanda química de oxígeno (DQO).	23
2.2.4. Ácidos grasos volátiles	26
2.2.5. Sólidos suspendidos	27
2.2.6. Proteínas	28
2.2.7. Amonio (NH ₄ ⁺)	30
2.2.8. Carbohidratos totales	31
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	32
3.1. Curvas de la estandarización de los diferentes parámetros.	32
3.2. Caracterización del lixiviado y del efluente del reactor UASB.	34
3.3. Evolución del pH en el tratamiento.	36
3.4. Remoción de la materia orgánica y producción de biogás en el reactor UASB.	38
3.5. Ensayo en lote en presencia de oxígeno.	41
4. CONCLUSIONES.	42
5. BIBLIOGRAFIA.	43

ÍNDICE DE TABLAS

Cuadro 1. Clasificación de un lixiviado según la edad.	9
Cuadro 2. Trabajos antecedentes.	19
Cuadro 3. Curva patrón de DQO.	25
Cuadro 4. Curva patrón de AGV.	27
Cuadro 5. Curva patrón de proteína.	29
Cuadro 6. Curva patrón de amonio.	30
Cuadro 7. Curva patrón de carbohidratos.	31
Cuadro 8. Caracterización del lixiviado.	34
Cuadro 9. Caracterización del efluente del reactor UASB e influente del RAPF.	35
Cuadro 10. Valores promedio de la producción de biogás y su composición en el reactor UASB.	39

Cuadro 11. Resultados de la remoción de NH_4^+ y de la DQO soluble en presencia de oxígeno.	41
------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la digestión anaerobia.	13
Figura 2. Reactor UASB.	18
Figura 3. Reactor RAPF.	18
Figura 4. Material de empaque del reactor RAPF y etapas en su preparación	22
Figura 5. Curva estándar de DQO.	33
Figura 6. Curva estándar de AGV.	33
Figura 7. Curva estándar de proteína.	33
Figura 8. Curva estándar de amonio.	34
Figura 9. Curva estándar de carbohidratos.	34
Figura 10. Evolución del pH en los reactores.	37
Figura 11. Carga orgánica volumétrica en el influente y el efluente del reactor UASB y producción de biogás.	38
Figura 12. Carga orgánica volumétrica en el influente y el efluente del reactor RAPF y eficiencia de remoción de amonio.	40
Figura 13. Curva estándar de la remoción de DQO y NH_4^+ en el tratamiento con lodos activados.	41

INTRODUCCION

1.1 JUSTIFICACIÓN.

Debido al riesgo de contaminación de los lixiviados de los RSU, es necesario su tratamiento antes de ser vertidos al medio ambiente. Si la concentración del lixiviado a tratar es alta es recomendable realizar una primera etapa anaerobia para reducir la carga). Como postratamiento puede utilizarse un segundo reactor anaerobio o uno aerobio para alcanzar las condiciones de vertido.

1.2. Residuos sólidos urbanos (RSU).

Los RSU son los productos que, tras su utilización en núcleos urbanos y periurbanos, dejan de tener valor económico y se desechan. Se clasifican en: domiciliarios, comerciales, de construcción y demoliciones (escombros), sanitarios e industriales.

La generación de grandes cantidades de RSU representa un grave problema a nivel internacional, debido al desmedido crecimiento demográfico lo que provoca el aumento en el consumo de bienes y servicios y como consecuencia el acelerado desarrollo industrial. En los países industrializados, la creciente generación de residuos se está convirtiendo en uno de los mayores problemas ambientales. Los efectos negativos producidos por el mal manejo de estos recursos pueden ser reducidos atacando el problema desde la raíz, reflexionando de manera profunda sobre cómo se producen y utilizan.

Hace 30 años a nivel mundial, la generación promedio de residuos por persona era de 200 a 500 gramos por habitante por día (g/hab/día) aproximadamente, mientras que hoy se estima entre 500 y 1,000 g/hab/día; sin embargo, en los países desarrollados, esta cifra es de dos a cuatro veces mayor, (Cantanhede., 1997). En la Unión Europea (UE) y la mayor parte de los países desarrollados, se

producen aproximadamente 3.5 toneladas de residuos sólidos por ciudadano por año UE (2005). Según Greenpeace (2006), el crecimiento descontrolado de residuos ha tratado de ser frenado en la UE a través de legislaciones que, sin embargo, han resultado ineficaces.

En México, la generación de residuos sólidos pasó de 300 g/hab/día en promedio en la década de los cincuentas, a más de 860 g/hab/día, en promedio, en el año 2000 SEDESOL (2006). La generación total de residuos sólidos urbanos constituidos principalmente por desechos originados en las viviendas, oficinas, jardines y comercios llegó a 35 millones 383 mil toneladas en 2005 (INEGI, 2006). Destacan los productos orgánicos con 50% de la generación total, siguiendo en importancia el cartón y el papel con 15%. Las estimaciones disponibles en México en torno a la generación de residuos peligrosos, residuos que por su toxicidad, representan un riesgo alto especialmente para la salud y el medio ambiente provienen de las empresas que los reportan, pues de acuerdo a la normatividad, éstas deben notificar si los desperdicios que originan son peligrosos o no. En 2000, 27 mil 280 empresas se manifestaron como generadoras de residuos peligrosos, reportando 3,705 846 toneladas. En México sólo el 53% de los RSU generados se depositan en 51 rellenos sanitarios ubicados en ciudades medias y zonas metropolitanas, y muy poco en localidades pequeñas (Arvizu y col., 2005). El resto se deposita en vertederos no controlados y en muchos de estos sitios se practica la quema como una medida para controlar los volúmenes de RSU. Un problema consiste en que la mayoría de los RSU acaba en vertederos, rellenos sanitarios o en incineradoras.

1.3. Problemática de los vertederos y rellenos sanitarios.

Los vertederos, además de ocupar cada vez más espacio útil para otras actividades, en la mayoría de los casos, no cumplen con las mínimas normas para limitar la contaminación ambiental y no cuentan con sistemas de recolección de subproductos como los residuos líquidos (lixiviados).

Los rellenos sanitarios son un proceso que representa un método seguro y económico de disposición final de los RSU, (Liptak, 1974). El método consiste en la elección adecuada del sitio, tomando en cuenta que los mantos freáticos estén por debajo de los 3 m de profundidad, que tenga acceso adecuado en cualquier época del año y que no afecte a la población aledaña al área elegida. Para la realización de un relleno sanitario deberá impermeabilizarse la superficie del área elegida, para evitar el escurrimiento de los lixiviados a las capas del subsuelo y aguas subterráneas; deberá contar con una trampa que atrape a los lixiviados, pues ello permitirá que se colecten para ser posteriormente tratados y evitar así que se disperse la contaminación. El relleno sanitario deberá contar con barreras laterales que impiden el movimiento del biogás hacia los terrenos aledaños, así como un sistema que permita su captación y evite la acumulación, con el consiguiente peligro que representa ésta, los componentes que lo forman son inflamables incluso explosivos, (Liptak, 1974; Salvato, 1982).

Según el concepto moderno, para la planificación y construcción de rellenos sanitarios, se exige un sistema de varias barreras de seguridad con el objetivo de no dejar entrar agua al relleno y no dejar pasar lixiviados al subsuelo del relleno y al agua subterránea.

Sin embargo, los rellenos sanitarios, a través de sus lixiviados, sin un sistema apropiado de almacenamiento y tratamiento para su disposición, representan un riesgo de contaminación tanto del suelo del subsuelo como de las corrientes de aguas naturales, subterráneas y pozos vecinos.

Una mala elección del sitio y un mal manejo de los desechos afectan una zona muy amplia y no únicamente a las zonas aledañas, debido a que el aire y el agua son bienes que consumen los habitantes de toda una ciudad. En México existen rellenos sanitarios sin embargo el control no es estricto.

1.4. Los lixiviados.

Los lixiviados se forman mediante el percolado de líquidos (como por ejemplo, agua de lluvia) a través de sustancias en proceso de descomposición. El líquido, al fluir, disuelve algunas sustancias y arrastra partículas con otros compuestos químicos.

La producción de lixiviados tiene dos orígenes, uno biológico asociado al fenómeno de descomposición de los desechos dentro del relleno, y otro hidrológico asociado a la cantidad de agua que se infiltra en el relleno (Schink, 1997). El lixiviado generado en un relleno sanitario es producto de múltiples factores, tales como: composición de la basura, edad del relleno, balance de agua, diseño y operación del relleno sanitario, solubilidad de los desechos, procesos de conversión microbiológica y química y la interacción del lixiviado con el medio ambiente. Los factores que influyen en la cantidad y características de los lixiviados son: climatología, condiciones geohidrológicas, evaporación, evapotranspiración, emisión de gases y generación de agua.

Desde el punto de vista de calidad, los lixiviados presentan altas cargas de demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (COT); es decir, cantidades considerables de materia orgánica y sustancias inorgánicas que tienen gran variabilidad. Entre dichas sustancias se encuentran compuestos orgánicos diversos tales como: proteínas, carbohidratos, alcoholes, nitrógeno amoniacal, microorganismos patógenos y principalmente ácidos grasos volátiles (AGV), metales pesados como el cadmio, cromo, cobre, fierro, plomo y zinc (con su potencial efecto sobre el ecosistema acuático), alto contenido de sólidos totales y disueltos, alta concentración de cloruros, así como gran variabilidad de pH. Lo anterior depende de la naturaleza de los desechos (pH, edad, temperatura) y de la fase de estabilización en que se encuentren (Borzacconi y col., 1996; El-Fadel y col., 2002).

El color del lixiviado varía entre 3000 y 15,000 unidades de color (UC), en tonos que van del café-pardo-grisáceo cuando están frescos, hasta un color negro-

viscoso cuando envejecen. Sus olores son altamente ofensivos y sus características fisicoquímicas, fuertemente variables en cantidad y calidad, hacen que el lixiviado se clasifique como uno de los desechos más contaminantes y que mayor repugnancia genera sobre la comunidad involucrada y el personal técnico que lo debe manipular.

Los lixiviados pueden presentar un movimiento horizontal, o sea que se desplazan a lo largo del terreno y zonas aledañas, contaminando y dañando así el suelo y vegetación. También puede ocurrir un movimiento vertical, que penetre el subsuelo y en muchas ocasiones alcance los mantos freáticos y acuíferos, lo que causa problemas de contaminación del agua subterránea, principal fuente de abastecimiento de agua potable en muchas ciudades.

Se puede hablar de lixiviado joven, el que proviene de un vertedero que tiene de 1 a 2 años, y lixiviado maduro, el que proviene de uno con más de 3 años de edad (Cuadro 1) se presentan datos representativos de las características de lixiviados en vertederos jóvenes y maduros.

Cuadro 1. Clasificación de un lixiviado según la edad (Bódalo y col., 2007).

COMPOSICIÓN DE LIXIVIADOS JOVENES Y MADUROS		
Parámetro	Lixiviado joven (mg/l)	Lixiviado maduro (mg/l)
pH	4,5-7,5	6,6-7,5
DBO ₅	2.000-30.000	100-200
DQO	3.000-175.000	100-500
COT	1.500-20.000	80-160
NH ₄ -N	10-800	20-40
SS	200-2.000	100-400
Cloro	200-3.000	100-400
SO ₄	50-1.000	20-50
Ca	200-3.000	100-400
Mg	50-1.500	50-200
Fe	50-1.200	20-200

Como puede apreciarse, la composición química de los lixiviados varía mucho con la antigüedad del vertedero, e incluso con la historia previa al momento de muestreo. Por ejemplo, si se recoge una muestra de un lixiviado joven, el pH será bajo y las concentraciones de DBO5, DQO, COT, nutrientes y metales pesados serán altos. Por otro lado, si se recoge una muestra de lixiviado maduro, el pH estará dentro del rango de 6.5 a 7.5 y los valores de concentración de DBO5, DQO, COT y de los nutrientes serán significativamente más bajos.

Los lixiviados de vertederos con edad mayor poseen un bajo índice de biodegradabilidad, por lo que los tratamientos biológicos no son adecuados y ha de apostarse por tratamientos físico-químicos para su depuración.

1.4.1. Métodos de tratamiento de lixiviados.

Los lixiviados eventualmente pueden ser retirados del relleno sanitario para tratarlos por métodos fisicoquímicos y biológicos y así evitar la contaminación de acuíferos y de las aguas superficiales. Las opciones de tratamiento incluyen la reutilización de los lixiviados para mantener el contenido de humedad de los rellenos, el tratamiento en el sitio (aerobio, anaerobio o fisicoquímico), la descarga a plantas de tratamiento municipales, o una combinación de las anteriores.

En la actualidad existen varias investigaciones sobre el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario, obteniendo resultados promisorios mediante diferentes procesos de tratamiento. Estos resultados indican que las eficiencias de remoción de contaminantes obtenidas en un lixiviado dado están influenciadas por la composición química, la cual a su vez está relacionada con las características y grado de estabilización de la basura o la edad del relleno sanitario (Borzacconi y col., 1996; Enzminger y col., 1987).

1.4.1.1 Tratamientos fisicoquímicos.

Los tratamientos fisicoquímicos persiguen la eliminación de los constituyentes sólidos, coloidales y disueltos mediante el uso de medios físicos o la alteración de

las propiedades fisicoquímicas de la disolución. Frecuentemente se utilizan como pretratamiento para eliminar las sustancias que pueden interferir en las etapas posteriores.

Existen en la bibliografía numerosas referencias de tratamientos fisicoquímicos de lixiviados que presentan los inconvenientes del costo de reactivos químicos y generación de lodos de difícil disposición, (Hee Chan y col., 2001; Rivas y col., 2004; Kurniawan y col., 2006; Marañón y col., 2008). Los lixiviados a los cuales se les aplica este tipo de tratamiento son en general viejos, en los cuales el índice de biodegradabilidad (DBO_5/DQO) es bajo (0.1).

1.4.1.2. Tratamientos biológicos

Como es sabido, en los procesos biológicos los microorganismos asimilan la materia orgánica y la degradan, siendo las reacciones biológicas aerobias o anaerobias, en función del tipo de microorganismos que las lleven a cabo y de las condiciones ambientales. En el proceso aerobio, los microorganismos llevan a cabo la asimilación de la materia orgánica y, junto con los nutrientes necesarios, se producen nuevos microorganismos y productos finales (fundamentalmente CO_2 y H_2O):



En las reacciones biológicas anaerobias, los microorganismos asimilan el necesario a través de compuestos orgánicos oxigenados, como ácidos, alcoholes o aldehídos, o bien lo toman de sales inorgánicas o sulfatos. La digestión anaerobia es capaz de producir nuevos microorganismos, biogás (mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono además de pequeñas porciones de otros gases, como H_2 , H_2S , etc.):



Frente a los procesos aerobios, los tratamientos anaerobios presentan las ventajas de no necesitar aireación y de generar un biogás que puede ser recuperado y utilizado en la misma planta con finalidades energéticas, permitiendo en muchos casos la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento. Otro aspecto muy ventajoso es que la generación de lodos es menor, por lo que se reducen costos en el tratamiento y vertido de fangos.

La digestión anaerobia puede aplicarse, a residuos ganaderos, agrícolas, así como a los residuos de las industrias de transformación de dichos productos. Entre los residuos se pueden citar purinas, estiércol, residuos agrícolas o excedentes de cosechas, aguas residuales de alta carga orgánica, como las producidas en muchas industrias alimentarias y se utiliza también para remover la alta concentración de materia orgánica presente en los lixiviados.

La digestión anaerobia es un proceso muy complejo tanto por el número de reacciones que tienen lugar como por la cantidad de especies de microorganismos involucrados en ella. De hecho, muchas de estas reacciones ocurren de forma simultánea, (figura 1).

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora, dividen el proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica en cuatro fases o procesos:

- Hidrólisis.
- Acidogénesis o etapa fermentativa.
- Acetogénesis.
- Metanogénesis.

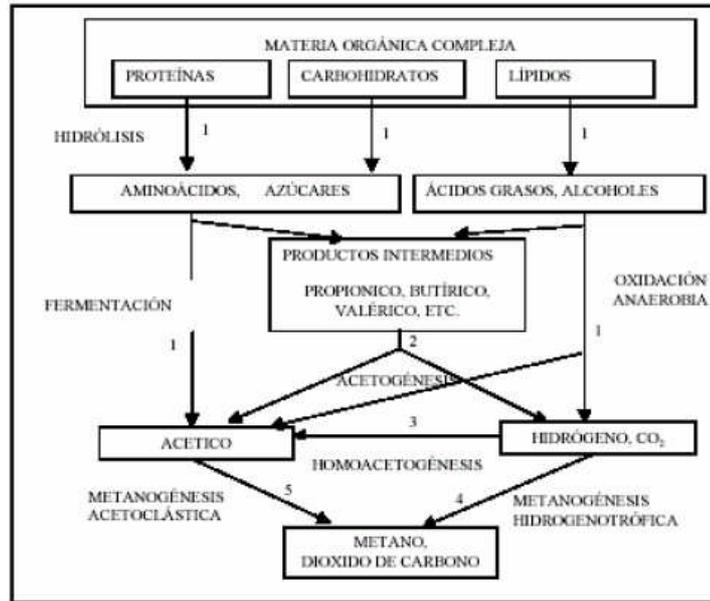


Figura 1. Esquema de la digestión anaerobia.

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas como proteínas, hidratos de carbono, lípidos, grasas y aceites que se hidrolizan por la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles mas sencillos de tamaño tan pequeño que les permite atravesar la membrana celular de algunos microorganismos. Estos compuestos sencillos contienen aminoácidos, azúcares, ácidos grasos, alcoholes que se pueden fermentar por las bacterias acidogénicas dando lugar, principalmente en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, amoniaco, hidrógeno y dióxido de carbono y otros productos intermediarios. Los ácidos grasos de cadena corta se convierten en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. La etapa final es la producción de metano y CO₂, a partir de hidrogeno más CO₂, mediante metanógenos hidrogenotróficos y a partir de acetato mediante metanógenos acetoclásticos, Pavlosthastis y Giraldo-Gómez (1991).

1.4.1.3. Influencia de los parámetros ambientales y de control.

1.4.1.3.1. Temperatura.

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, depende de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a mayor producción de biogás.

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios: Psicrófilico (por debajo de 25 °C), mesofílico (entre 25 y 45 °C) y termófilico (entre 45 y 65 °C), siendo la velocidad máxima específica de crecimiento mayor conforme aumenta el rango de temperatura (Marti, 2006).

1.4.1.3.2. pH y alcalinidad.

(Martí, 2006), mencionó que los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia presentan unos niveles de actividad óptima en torno a la neutralidad entre los siguientes valores:

- Fermentativos: (entre 7.2 y 7.4).
- Acetogénicos: (entre 7.0 y 7.2).
- Metanogénicos: (entre 6.5 y 7.5).

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6 ni subir de 7.5. El valor del pH en el digestor no solo determina la producción de biogás sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que se detiene la digestión anaerobia.

Por otra parte, 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 bicarbonato, del amoníaco y del ácido acético. Al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que, en elevadas concentraciones, es inhibidor del crecimiento microbiano y a pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético, que inhibe el mecanismo de degradación del propionato.

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio. En el rango de pH del proceso de digestión anaerobia, el principal equilibrio que controla la alcalinidad es el del dióxido de carbono/bicarbonato. Estudios previos han demostrado que valores de la alcalinidad del bicarbonato por encima de 2500 mg/L, aseguran un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema.

1.4.1.3.3. Nutrientes.

Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, y una serie de elementos minerales como S, K, Na, Mg, y Fe que deben estar presente a nivel de trazas. Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios considerando una relación C/N entre 30:1 y C/P de 113:1, (Speece, 1987).

1.4.1.3.4. Ácidos grasos volátiles (AGV).

Las concentraciones de AGV, productos intermedios mayoritarios del proceso anaerobio, es uno de los parámetros que más eficazmente pueden indicar la evolución del proceso. De hecho, este parámetro es uno de los más utilizados en los sistemas de control debido a su rápida respuesta ante variaciones del sistema. Un ejemplo de ello, es la acumulación de AGV que tiene lugar en el sistema cuando la velocidad de degradación de éstos, por parte de las bacterias responsables, disminuye por alguna causa adversa. Por tanto, un aumento en la

concentración de AGV en el sistema, siempre significa una desestabilización del proceso y, en consecuencia, una disminución de la producción de biogás, por lo tanto es recomendable realizar la digestión anaerobia de RSU en dos fases: acidogénica y metanogénica, cada una en un reactor distinto para evitar la acumulación de compuestos inhibidores como son los AGV, que podrían producir un descenso en el pH, inhibiendo así la metanogénesis (Martí, 2006).

1.4.1.3.5. Hidrógeno.

El hidrógeno es también un compuesto intermedio importante del proceso anaerobio. Su acumulación en el medio provoca la formación de AGV de más de dos átomos de carbono, la inhibición de la acetogénesis y, consecuentemente, la acumulación de AGV con más de dos átomos de carbono por lo que el proceso se acidifica. Es el elemento más sensible para el control de la digestión anaerobia. (Martí, 2006).

1.4.1.3.6. Nitrógeno amoniacal.

Durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento. El nitrógeno amoniacal es la suma del ion amonio (NH_4^+) y del amoniaco (NH_3). Ambas especies se encuentran en equilibrio químico, y la concentración relativa de cada una depende del pH, tal y como indica la ecuación de equilibrio $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$ (Martí, 2006).

De las dos especies, la que parece inhibir el proceso es el amoniaco libre ya que se ha comprobado experimentalmente que el efecto inhibitorio por amonio aumenta a pH alcalinos. Además del pH, la cantidad de amoniaco libre depende de la concentración del sustrato, de la relación C/N, de la capacidad tamponada del medio y de la temperatura de digestión. Obviamente, aquellos residuos que

contengan mayores proporciones de proteínas u otros compuestos nitrogenados son los que presentan más problemas de inhibición por amonio.

1.4.1.3.7. Sulfatos y sulfuros.

La presencia de elevadas concentraciones de sulfato en el medio puede producir la inhibición de la metanogénesis. En presencia de sulfato, las bacterias acetogénicas y metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por los mismos sustratos (acetato e hidrogeno), mostrando estas últimas, ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras. El resultado de esta competición determinará la proporción de ácido sulfhídrico y metano en el biogás producido.

El sulfuro es también un inhibidor para muchos grupos bacterianos. En general, los metanogénicos son más sensibles que los acidogénicos y acetogénicos, comenzando a ser tóxica una concentración de 50 mg/L si la forma tóxica es la no ionizada, por lo que la inhibición se favorece a pH bajos. (Martí, 2006).

1.5. Reactor de lecho de lodos anaerobios de flujo ascendente (UASB).

Debido a las altas concentraciones de DQO en los lixiviados jóvenes es necesario emplear reactores de alta tasa. Uno de los más importantes es el reactor anaerobio de lecho de fangos y flujo ascendente (UASB por su sigla en inglés) desarrollado por (Lettinga y col., 1980).

El reactor UASB (figura 2) opera con flujo ascendente a través de un lecho de lodos permitiendo que los microorganismos presentes en el lodo sedimenten en el fondo del reactor. El aspecto fundamental de los reactores UASB lo constituyen los lodos granulares indispensables para su correcto funcionamiento. La característica de éstos, es contar con una elevada actividad metanogénica y a su capacidad de sedimentación lo que les permite tener un alto grado de retención en el reactor, lográndose por lo tanto, separar el tiempo de residencia hidráulica del tiempo de retención celular, (Ramírez, 1993).

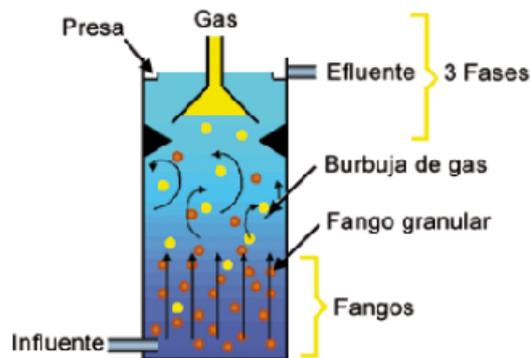


Figura 2. Reactor UASB.

Los reactores UASB son frecuentemente utilizados en el tratamiento anaerobio de aguas residuales, en particular, con altas concentraciones de materia orgánica, debido a que la biomasa se encuentra inmobilizada y retenida en el reactor, el contaminante se transforma en metano y dióxido de carbono. Otra de las ventajas que presenta este tipo de reactor es su tamaño reducido, el cual ocupa menos espacio respecto a los reactores aeróbicos, (Saravanan y col., 2006).

1.6. Reactor anaerobio de película fija.

Los reactores de película adherida o fija (RAPF) han sido desarrollados utilizando diferentes soportes como son los plásticos. Los tubos corrugados de plástico para un lecho empacado permiten una alta tasa de área de superficie/volumen que reduce los problemas de taponamiento, distribución del aire, agua y alimentación en la transferencia de masa (figura 3). Además este tipo de reactores permite tratar diferentes tipos de aguas residuales, municipales o industriales, (Luis y col., 1998).



Figura 3. Reactor RAPF.

En ese estudio se busca tratar los lixiviados de desechos orgánicos provenientes de un reactor acidogénico, empleando un sistema en serie de dos reactores: UASB (Upflow Anaeróbica SludgeBlanket) y RAPF (Reactor Anaerobio de Película Fija) con la finalidad de producir un efluente que pueda ser desechado al ambiente, cumpliendo el límite máximo permisible según las normas vigentes del país.

1.7. ANTECEDENTES.

Cuadro 2. Trabajos antecedentes.

Referencia	Proyecto	Resultados
(Kennedy y col., 2000)	Tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario en un reactor secuencial en Batch (SBR) y un UASB. Alimentación de los reactores: 0.6 y 19.7 g DQO/ L.d. respectivamente TRH UASB=24, 18 y 12 horas	Se obtuvieron remociones de DQO del 71 y del 92% y el biogás producido contenía del 82 al 88% de metano.
(Bohdziewicz y col., 2008)	Operación de un reactor anaerobio de membrana (MBR) para el tratamiento de lixiviado mezclado con agua residual. Influente: 0.7 a 4.9 g DQO/L.d TRH= 1 a 7 días	La mayor eficiencia de remoción (90%) de DQO se obtuvo cuando el TRH fue de de 2 días y la COV de 2.5 g DQO/ L.d.
(Chen y col. 2008)	Reportaron la operación de un reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR) con un sistema anaeróbico-aeróbico para tratar lixiviados de vertederos para la eliminación simultánea de materia orgánica y de amonio. La COV de alimentación fue incrementando de 4,08 a 15.70 g DQO/L.d Manteniendo constante	Debido a la función complementaria del reactor aerobio, la eficiencia de remoción de DQO del sistema fue del 94% al 92%

	el TRH de 1.25 días.	
(Martínez, 2009)	La metanogénesis en lote de una mezcla de lixiviados orgánicos y lixiviados 50% orgánicos y 50% inorgánicos a diferentes diluciones y posteriormente en un UASB a diferentes concentraciones de DQO y a 2 TRH diferentes.	La producción máxima de biogás (10 L/d) fue obtenida a TRH igual a 36 h. con una composición de metano de 72%.
(Rodríguez, 2009)	La aceleración de la degradación y estabilización de los RSU por digestión anaerobia mediante la recirculación de lixiviados en un reactor empacado.	Efecto positivo en el control del pH del proceso, favoreciendo la producción de CH ₄ .
(De Jesús-Rojas y col., 2010)	Digestión anaerobia de RSU en dos etapas (Hidrolisis y metanogénesis) utilizando respectivamente un reactor acidogénico y un UASB.	El UASB alcanzó valores de remoción de DQO alrededor de 93% con una COV de 25 g/L.d y una producción de metano de 11.4 gCH ₄ -COD/ L.d

1.8. HIPOTESIS.

La remoción de la materia orgánica presente en los lixiviados jóvenes tendrá una eficiencia mayor al 70 % en un reactor UASB y la materia orgánica remanente será eliminada en un reactor anaerobio de película fija para alcanzar los valores permitidos en la norma de descarga.

1.9. OBJETIVO GENERAL.

Evaluar en dos reactores anaerobios (UASB y RAPF) en serie, la remoción de la materia orgánica de lixiviados jóvenes provenientes de la degradación de residuos sólidos orgánicos.

1.9.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- 1) Evaluar la eficiencia de remoción de la materia orgánica de lixiviados jóvenes en un reactor UASB.
- 2) Evaluar la remoción de la materia orgánica y el amonio del efluente del reactor UASB en un reactor anaerobio de película fija (RAPF).
- 3) Evaluar la remoción de la materia orgánica del efluente del UASB en un reactor aerobio por lote.

2. MATERIALES Y MÉTODOS.

2.1. Puesta en marcha de los reactores.

En el experimento se utilizó un reactor UASB de 2.2 L con un tiempo de operación de un año e inoculado con el 30 % en volumen de lodos granulares.

Se montó en serie un reactor de película fija de 600 mL de volumen útil, empacado con 61.6 g de trozos de tubos corrugados de 2 cm de altura y de 2 y 1.5 cm de diámetro (Figura 4) para favorecer la adhesión de la biomasa.

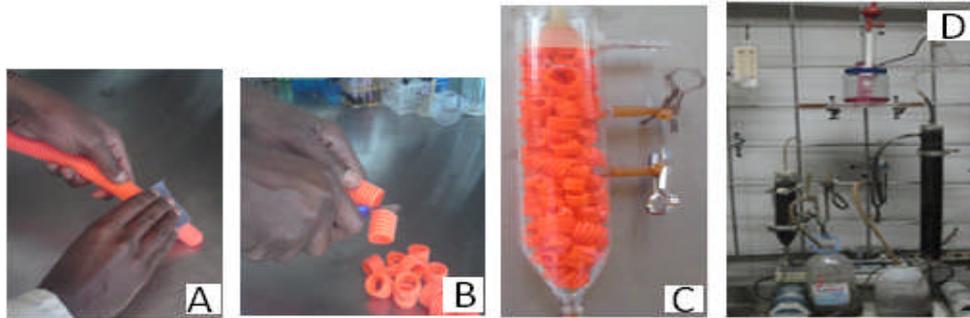


Figura 4. Material de empaque del reactor RAPF y etapas en su preparación.

2.2. Caracterización del lixiviado y parámetros evaluados.

Se utilizó un lixiviado joven proveniente de la degradación de residuos alimenticios de un reactor acidogénico de 100 L operado en el laboratorio de Tecnología Ambiental de la Universidad Tecnológica de Nezahualcóyotl (UTN), donde se tratan residuos orgánicos provenientes de la cafetería de dicha universidad.

Al lixiviado con el que se alimentó el reactor UASB se le determinó pH, DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). Para la caracterización al efluente del reactor UASB (influyente del reactor RAPF) y al efluente del reactor RAPF se les hicieron las siguientes pruebas: pH, DQO, SST, SSV, alcalinidad, amonio, proteínas y carbohidratos.

2.2.1. pH.

El pH se determinó diariamente en ambos reactores mediante un potenciómetro, HI 255 Combined Meter PH/mv & EC/TDS/NaCl, siguiendo esta metodología.

- Tomar una muestra en un vaso de precipitados de 25 mL.
- Calibrar el potenciómetro sumergiendo el electrodo en solución buffer pH 4, 7,10.
- Una vez calibrado el potenciómetro, enjuagar el electrodo con agua destilada y secarlo con un paño limpio.

- Medir el pH de la muestra registrando el valor que muestra la pantalla.
- Enjuagar el electrodo y colocarlo en solución de reposo (KCl).

2.2.2. Alcalinidad.

La operación eficiente de un reactor anaerobio, implica el control en el digester de una adecuada capacidad buffer del sistema, que se asegure el mantenimiento de $\text{pH} > 6.0$ para asegurar el buen funcionamiento de las bacterias metanogénicas. La alcalinidad alfa es la relación que existe entre los carbonatos y AGV y nos indica la capacidad buffer del sistema. (Monroy y col., 1998).

Se tomaron 25 mL de muestra (influyente o efluente), se midió el pH y se tituló con H_2SO_4 0.02 N hasta que el pH fuera de 5.7, se registró el volumen gastado y después se continuó titulando hasta que el pH fuera de 4.3, (APHA, 2005).

Se calculó la alcalinidad con la siguiente fórmula:

$$\text{Alcalinidad alfa} = \frac{\text{alcalinidad HCO}_3^-}{\text{alcalinidad del H}_2\text{O}}$$

El valor de la alcalinidad determinado por este medio debe ser mayor a 0.5. En caso de alcanzar estos valores, se debe adicionar inmediatamente el NaHCO_3 necesario para aumentar la relación de alcalinidad.

2.2.3. DQO.

La DQO soluble se determinó por el método colorimétrico de refluo cerrado (APHA, 2005).

Se utilizó el procedimiento descrito por HACH, utilizando 2 mL de muestra.

Para la realización de esta técnica primeramente se prepararon dos soluciones.

A.- Solución digestora.

Se seca durante dos horas a 103 grados °C, 50 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) se enfría posteriormente en un desecador y se pesan 42.25 g. Por otro lado se pesan 33.3 g de $HgSO_4$. En un matraz aforado, se disuelve el dicromato de potasio en 500 mL de agua destilada. Se añade el sulfato de mercurio. Adicionando en baño de hielo y muy lentamente 167 mL de ácido sulfúrico H_2SO_4 puro. Cuando la mezcla se enfría, se disuelve lentamente y se afora a un litro.

B.- Solución de ácido sulfúrico puro con sulfato de plata.

Se pesa suficiente sulfato de plata para un proporción de 5.5 g de $AgSO_4$ / kg de H_2SO_4 . Para calcular la cantidad exacta, se considera el peso específico y la pureza del ácido sulfúrico. En un matraz aforado de 1 L., se agregan 300 mL del ácido y 26.03 g de sulfato de plata. Se deja en reposo durante tres días para que se disuelva.

Curva patrón de determinación de DQO soluble.

Para llevar a cabo la determinación de la concentración de DQO se realizó una curva patrón o estándar elaborada a partir de una solución madre con glucosa en una concentraciones de 0 - 1000 mg/L, para conocer las concentraciones reales de la muestra, donde se obtuvo la ecuación de la recta.

Preparación de la solución patrón.

La solución patrón de glucosa fue de 1000 mg/L, la cual se preparó disolviendo 0.1 g de glucosa en un matraz de 100 mL.

A partir de la solución patrón, se realizan diluciones con agua destilada para tener intervalos de concentración de 0 a 1000 mg/L, como se muestra en el siguiente cuadro.

Cuadro 3. Elaboración de la curva patrón de DQO.

<i>Tubos</i>	<i>Concentración (mg/L)</i>	<i>Volumen de la solución patrón (mL)</i>	<i>Volumen de agua destilada (mL)</i>	<i>Volumen total (mL)</i>
0	0	0	2	2
1	100	0.2	1.8	2
2	200	0.4	1.6	2
3	300	0.6	1.4	2
4	400	0.8	1.2	2
5	500	1	1	2
6	600	1.2	0.8	2
7	700	1.4	0.6	2
8	800	1.6	0.4	2
9	900	1.8	0.2	2
10	1000	2	0	2

Las muestras se realizan por triplicado con un volumen total de 2000 μ L, las cuales se colocan en los tubos HACH y se les agrega 1 mL de solución digestora y 2 mL de la solución de ácido con plata, se homogenizan y se colocan los tubos en una parrilla para digestión durante 2 horas a una temperatura de 150 °C. Posteriormente se sacan y se dejan enfriar y se lee la absorbancia a una longitud de onda de 620 nm en un espectrofotómetro.

Preparación de muestras

El blanco y las muestras se preparan siguiendo la misma metodología que la curva estándar. Se utilizaron en lugar de la solución patrón respectivamente 2 mL de agua y 2 mL de muestra diluida o concentrada por duplicado.

Las concentraciones de DQO de la muestra, se calculan a partir de la ecuación de la curva estándar de glucosa que se describe anteriormente.

2.2.4. Curva estándar de ácidos grasos volátiles.

Se elaboraron curvas estándar de acetato, propionato y valerato. Se preparó una solución madre de los compuestos de 1000 mg/L, haciendo diluciones para tener intervalos de concentración de 100 mg a 1000 mg/L de cada ácido graso volátil, en un volumen final de 950 μ L. Posteriormente se adicionó un volumen de 50 μ L de HCl al 50% para acidificar la muestra antes de realizar la determinación por cromatografía de gases (HP 5890), con detector de ionización de flama (FID), con una columna capilar AT 1000 y usando nitrógeno como gas acarreador a un flujo de 4.5 mL/min.

El método de determinación de los compuestos se eligió tomando en cuenta aquel que identificara y separara mejor los compuestos. El método fue el siguiente:

Rampa de temperatura:

Temperatura inicial = 50 °C.

Temperatura final = 120 °C.

Incremento de Temperatura = 10 °C.

Tiempo de análisis:

El tiempo total de la corrida fue de 5.7 minutos.

Cuadro 4. Elaboración de la curva patrón de AGV.

<i>Tubos</i>	<i>Concentración (mg/L)</i>	<i>Solución Patrón (mL)</i>	<i>Agua destilada (mL)</i>	<i>Volumen total (mL)</i>
0	0	0	1	1
1	200	0.2	0.8	1
2	400	0.4	0.6	1
3	600	0.6	0.4	1
4	800	0.8	0.2	1
5	1000	1	0	1

2.2.5. Determinación de sólidos suspendidos.

Se determinó sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos fijos, y sólidos suspendidos volátiles, con el fin de conocer la cantidad de compuestos inorgánicos, así como los que pertenecen a biomasa en el lodo o efluente de los reactores.

Los papeles en los que se filtró la muestra fueron puestos a peso constante en estufa a 105 °C, durante 2 horas. Este procedimiento se repitió tres veces hasta llegar a un peso constante. Se filtraron 10 mL de muestra y se colocaron de nuevo en la estufa a 105 °C por 2 horas, se dejaron enfriar en el desecador, se registra el peso (sólidos secos), repitiendo el procedimiento dos veces más. Se meten en la mufla durante 30 minutos a 550 °C, después de enfriar en el desecador se registra de nuevo el peso (sólidos fijos).

Para obtener los sólidos suspendidos volátiles, se debe restar el valor de los sólidos fijos al de los sólidos totales

2.2.6. Proteínas.

En el experimento se determinó la concentración de proteínas por el método colorimétrico de (Lowry y col., 1956).

Preparación de soluciones.

A: Solución de NaOH 0.1 N: Disolver en 100 mL de agua destilada manteniendo el matraz aforado en un baño de agua.

B: Disolver 2g de Na_2CO_3 en 100 mL de NaOH 0.1 N.

C: Tartrato sódico-potasio al 2%: Disolver 2 g de tartrato de sodio-potasio en 100 mL de agua destilada.

D: $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ al 1%: Disolver 1 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en 100 mL de agua destilada.

F: Mezclar 50 mL de la solución B + 1 mL de la solución C +1 mL de la solución D (esta solución se debe hacer en el momento de su uso).

Solución patrón de proteína:

Diluir en 100 mL de agua 0.05 g de seroalbumina bovina en un matraz aforado de 100 mL de agua destilada (500 mg/L).

Se prepara por triplicado la siguiente curva patrón:

Cuadro 5. Elaboración de la curva patrón de proteína.

<i>Tubos</i>	<i>Concentración (mg/L)</i>	<i>Solución patrón (mL)</i>	<i>Agua destilada (mL)</i>	<i>Volumen total (mL)</i>
0	0	0.0	1	1
1	50	0.1	0.9	1
2	100	0.2	0.8	1
3	150	0.3	0.7	1
4	200	0.4	0.6	1
5	250	0.5	0.5	1
6	300	0.6	0.4	1
7	350	0.7	0.3	1
8	400	0.8	0.2	1
9	450	0.9	0.1	1
10	500	10	0.0	1

Procedimiento:

- 1.- Adicionar a cada muestra 0.1 mL de NaOH 10 N.
- 2.- Adicionar a cada tubo 5 mL de la solución F y mezclar en vortex.
- 3.- Dejar reposar en la obscuridad durante 30 minutos.
- 4.- Adicionar a cada tubo 1 mL del reactivo de Follin-Ciocalteau (solución 1:1)
- 5.- Volver a dejar en la obscuridad durante otros 30 minutos más.
- 6.- Leer absorbancia a 750 nm, tomando como blanco el tubo 0 para calibrar el equipo.

Preparación de la muestra.

El blanco y las muestras se preparan siguiendo las mismas etapas de la curva estándar. Se utilizaron en lugar de la solución patrón, respectivamente 1 mL de agua y 1 mL de muestra por duplicado.

La concentración de proteínas se calcula utilizando la ecuación de la curva patrón de seroalbumina bovina que se describe anteriormente.

2.2.7. Amonio (NH_4^+).

Para calcular la concentración de amonio de cada muestra se utilizó el método colorimétrico de Nessler, APHA (2005)

Preparación del reactivo de Nessler.

Se mezclaron 15 mL de reactivo de Nessler, 15 mL de agua desionizada y se añadieron 20 mL de hidróxido de sodio al 10 %.

Se realizó una curva patrón a partir de una solución madre con NH_4Cl en concentración de 0-4.18 mg/L de NH_4^+ .

La solución madre se preparó disolviendo 0.3819 g. de NH_4Cl en un matraz aforado de 100 mL, de esta solución se tomaron 10mL y se llevó a un matraz aforado de 1000 mL. A partir de esta solución se realizaron diferentes diluciones (Cuadro 6).

Cuadro 6. Concentraciones de la curva patrón de amonio.

<i>Tubos</i>	<i>Concentración (mg/L)</i>	<i>Solución patrón (mL)</i>	<i>Agua desionizada (mL)</i>	<i>Volumen total (mL)</i>
0	0	0	45	45
1	0.69	2.5	42.5	45
2	1.39	5	40	45
3	2.79	10	35	45
4	3.49	12.5	32.5	45
5	4.18	15	30	45

Los estándares se prepararon por triplicado a cada punto se colocó 1 mL de reactivo de Nessler, se dejó reposar 15 min. Posteriormente se midieron en un espectrofotómetro a una longitud de ondas de 425 nm.

Preparación de muestras.

El blanco y las muestras se preparan agregando respectivamente 45 mL de agua desionizada en un tubo para el blanco y 45 mL de la muestra diluida por duplicado. A cada tubo se le agregó un mL del reactivo de Nessler, se dejan reposar 15 min. Posteriormente se midieron en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 425 nm.

2.2.8. Determinación de carbohidratos totales por el método de Fenol-sulfúrico.

La solución estándar de azúcar se preparó disolviendo 100 mg de glucosa en un matraz aforado de 1000 ml.

A partir de la solución estándar de dextrosa se hacen diferentes diluciones por triplicado como se indica en la siguiente tabla.

Cuadro 7. Elaboración de la curva patrón de carbohidratos.

<i>Tubos</i>	<i>Concentración (mg/L)</i>	<i>Solución patrón (mL)</i>	<i>Agua destilada (mL)</i>	<i>Volumen total (mL)</i>
0	0	0.00	1	1
1	20	0.20	0.8	1
2	40	0.40	0.6	1
3	60	0.60	0.4	1
4	80	0.80	0.2	1
5	100	1.00	0.00	1

A cada tubo se le adiciona 1 mL de fenol al 5%, inmediatamente se agregan cuidadosamente 5 mL de ácido sulfúrico concentrado con hidrazina (0.05%). Se mezcla perfectamente y se deja reposar 10 minutos. La absorbancia se mide a 490 nm.

Preparación de la muestra.

El blanco se prepara adicionando un mL de agua en un tubo y las muestras se preparan por duplicado agregando un mL de muestra a cada tubo.

A cada tubo se le adiciona 1 mL de fenol al 5%, inmediatamente se agregan cuidadosamente 5 mL de ácido sulfúrico concentrado con hidrazina. Se mezcla perfectamente y se deja reposar 10 minutos. La absorbancia se mide a 490 nm.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Curvas de la estandarización de los diferentes parámetros.

Las curvas estándares siguientes se utilizan para determinar la concentración de DQO, AGV, NH_4^+ , PROTEINAS Y CARBOHIDRATOS.

En las diferentes curvas estándares, se obtuvieron una buena linealidad ($R^2 \geq 0.99$), lo que significa un alto grado de confiabilidad.

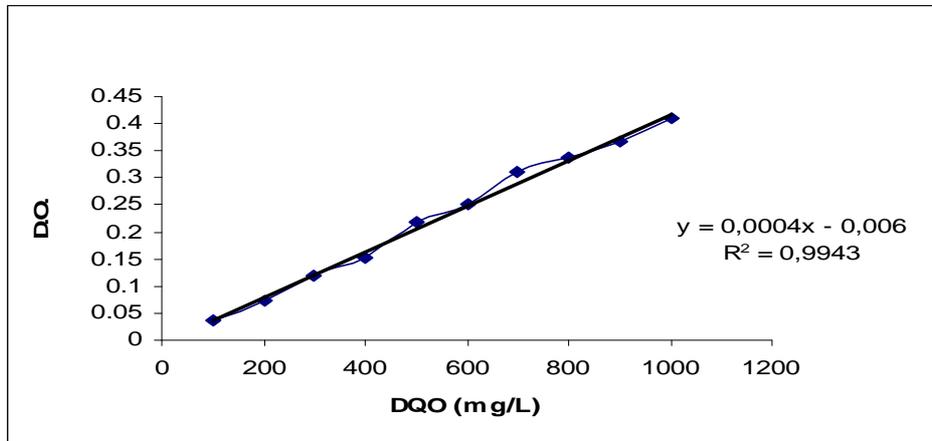


Figura 5. Curva estándar de DQO

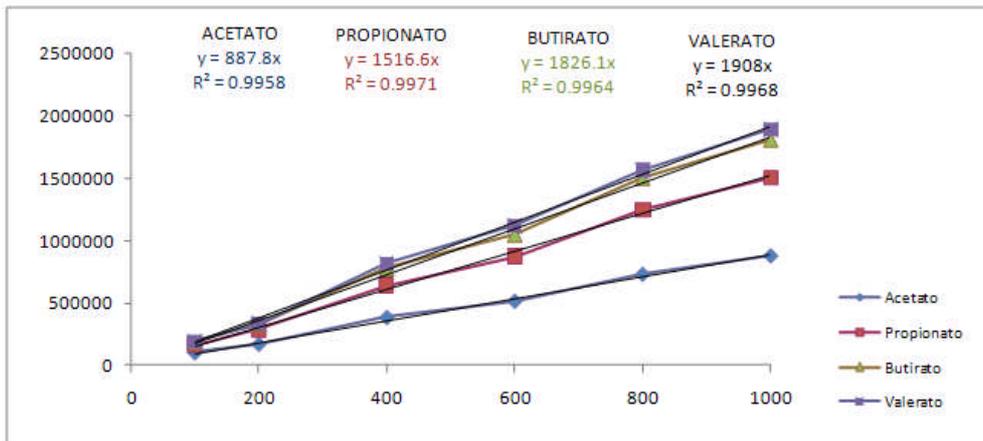


Figura 6. Curva estándar de AGV.

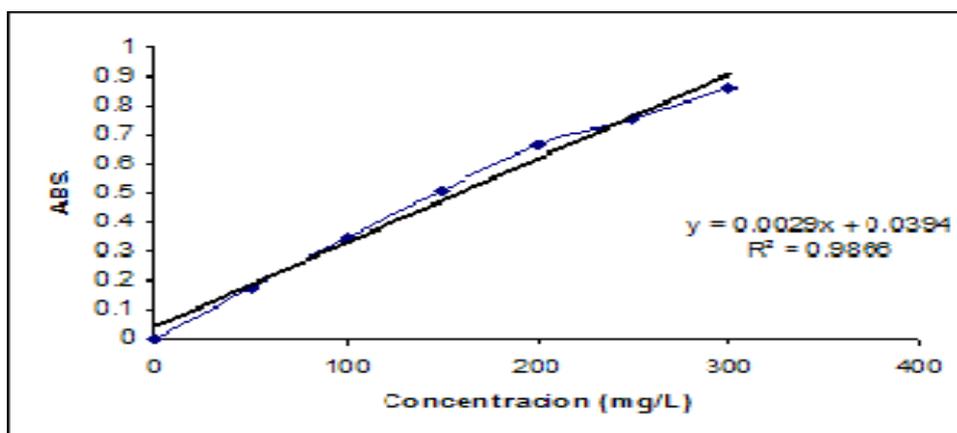


Figura 7. Curva estándar de proteína.

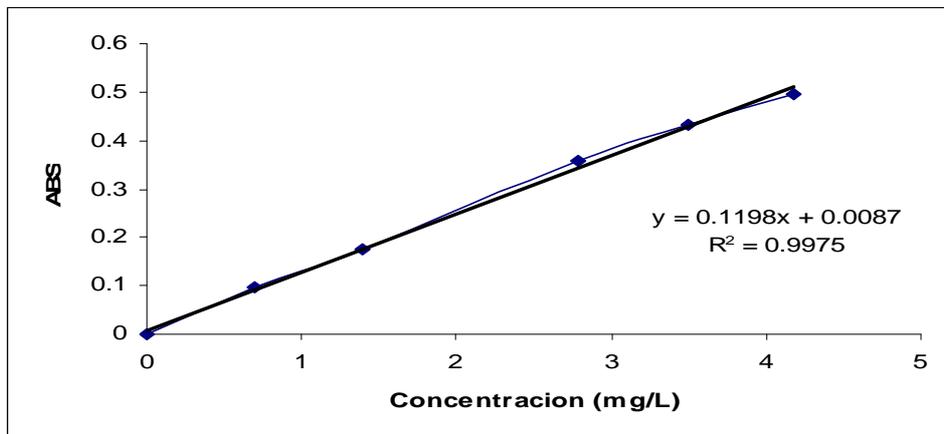


Figura 8. Curva estándar de amonio.

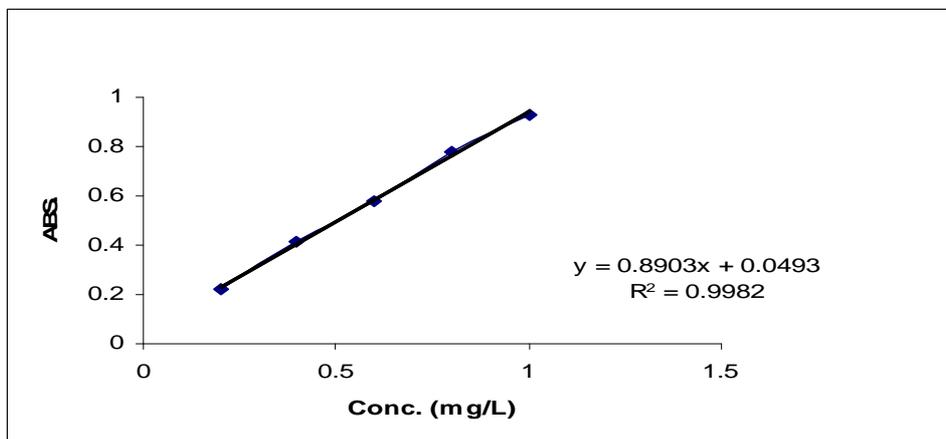


Figura 9. Curva estándar de carbohidratos.

3.2. Caracterización del lixiviado y del efluente del reactor UASB.

Cuadro 8. Caracterización del lixiviado.

Parámetros	Valores
Edad (año)	<5 (Joven)
pH	5.7 ± 0.07
SST (mg/L)	33000 ± 0.1
SSV /mg/L)	31970 ± 0.09
DQO _s (mg/L)	43000 ± 1.6
NH ₄ ⁺ (mg/L)	900 ± 5

DQO_s: DQO soluble.

La composición de los lixiviados varía mucho de acuerdo con el tipo de residuos, las precipitaciones en el área, las velocidades de descomposición química y otras condiciones (Borzacconi y col., 1994; Schroeder y col., 1994; Syed, 1994).

El cuadro 8 presenta la caracterización del lixiviado que fue mezclado con agua residual para alimentar el reactor UASB, siendo un lixiviado joven, presenta una alta concentración de DQO total, amonio, SST y SSV. El valor del pH medido fue bajo (5.7), similar al pH reportado por (Martínez, 2009), (5.5).

En el cuadro 9 se pueden apreciar los valores de la caracterización del efluente del reactor UASB utilizado para alimentar el RAPF.

Cuadro 9. Caracterización del efluente del reactor UASB e influente del RAPF.

Parámetros	TRH(1.5 d)	TRH (1 d)
pH	8.3 ± 0.16	8.4 ± 0.22
Alcalinidad	0.81 ± 0.06	0.85 ± 0.03
Proteína (mg/L)	150.3 ± 0.02	50 ± 0.98
Azúcares (mg/L)	1.04 ± 0.0007	0.05 ± 0.04
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	700 ± 0.001	650 ± 77
SST (mg/L)	262.5 ± 0.002	165 ± 56.5
SSV /mg/L)	152.5 ± 0.0007	115 ± 85
DQO _s (mg/L)	600 ± 0.08	253 ± 63
Acetato (mg/L)	N.D	6.7 ± 0.69
Propionato (mg/L)	N.D	4.3 ± 1.1
Butirato (mg/L)	N.D	5.36 ± 1.06
Valerato (mg/L)	N.D	7.2 ± 2.1

N.D. = No se determinó.

El cuadro 9 presenta el perfil del efluente del UASB, siendo un reactor de alta eficiencia de remoción de materia orgánica, se puede observar valores muy bajo de la DQOs (600, 253 mg/L) correspondientes a los dos TRH manejados (1, 1.5

día). Además de la DQOs, se registraron concentraciones bajas de azúcares y AGV, mientras el valor alto de pH se debe a la alta concentración de amonio presente en el efluente.

Con el TRH igual a 1.5 día, se produjo una concentración alta de SST (262.5 mg/L), eso puede ser debido a la alta concentración de DQO (20 g/L) con la que fue alimentado el UASB, y como consecuencia de la presión del biogás, se produjo una turbulencia que favorece la salida parcial del lodo en el efluente del reactor. Mientras con el TRH de un día, cuando el reactor fue alimentado con una concentración de DQO inferior (6 g/L) se registró concentración de SST menor (165 mg/L). Con los dos TRH (1.5, 1 día) y las dos concentraciones de DQO (20, 6 g/L) se obtuvieron las siguientes concentraciones de SSV (152.5, 115) respectivamente, mostrando que el crecimiento de la biomasa en los sistemas anaerobios es lento y también no varía mucho con la concentración de la materia orgánica a degradar en el reactor.

3.3. Evolución del pH en el tratamiento.

En la digestión anaerobia, el pH juega un papel muy importante, ya que de ese parámetro depende la metanogénesis como una etapa fundamental. Tanto un valor bajo como un valor alto de pH puede ser desfavorable no solo a la producción del biogás sino también a la composición del mismo, por lo tanto, el valor del pH debe estar lo más cerca posible a la neutralidad.

A lo largo del tratamiento se registran valores de pH muy estables en el influente del UASB, así como para el efluente del RAPF. En la figura 10 se observa el perfil de pH a la entrada y salida de ambos reactores.

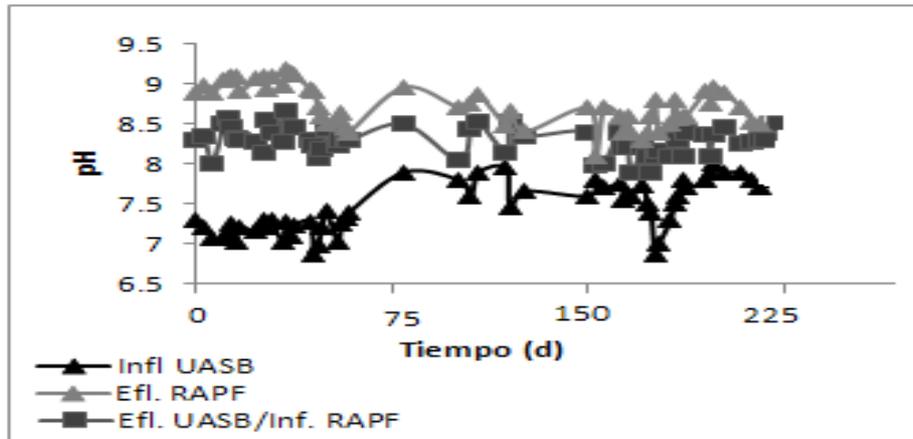


Figura 10. Evolución del pH en los reactores.

En el influente del UASB se registraron valores de pH cercanos a la neutralidad (7.2 y 7.7) es decir valores que están dentro del rango de pH favorable a la metanogénesis (6-8.2), (Swatí y col., 2005); Martínez, 2009).

A pesar de la alta concentración de AGV en el influente del UASB, no hubo caída en el valor de pH, este último se mantuvo alrededor de la neutralidad, eso indica la capacidad buffer que tiene el medio, ya que su índice de alcalinidad es cercana a 1 ($\alpha=0.85$), es decir buena, este valor indica también que el reactor puede soportar cargas orgánicas más altas debido a que valores por encima de $\alpha=0.3$ es indicativo de esto (Swatí y col., 2005).

A lo largo del tratamiento, tanto en el influente como en el efluente del RAPF se registraron valores de pH altos (8 y 9), debido a la presencia de una alta concentración de amonio en el efluente del UASB (650-700 mg/L).

3.4. Remoción de la carga orgánica volumétrica (COV) y producción de biogás en el UASB.

La eficacia de este tratamiento depende del tiempo de retención hidráulica, de la temperatura y de la cantidad de microorganismos en suspensión (Bodalo y col., 2007).

El UASB fue operado a dos TRH diferentes (1.5 y 1 día) durante 225 días, alcanzando una eficiencia de remoción de DQO_s de 96% a 1.5 d de TRH con la COV igual a 6 g DQO/L.d, sin embargo al disminuir la COV a 4 g DQO/L.d y variar el TRH a 1 día, el cambio en la eficiencia de remoción no fue significativo (95 %), mostrando la alta eficiencia de los lodos granulares para remover la materia orgánica (figura 11), eficiencias similares a las reportadas por (Torres y col., 2005; Martínez, 2009; De Jesús-Rojas y col., 2010).

(Blakey N.C. y col., 1992; Borzacconi y col., 1999) han comprobado que el UASB, en el tratamiento de lixiviados, proporciona porcentajes de eliminación de la carga orgánica en forma de DQO, DBO₅ y carbono orgánico total (COT) superiores al 80% y consigue una reducción de los microorganismos en suspensión superior al 90%, (Blakey y col., 1992; Borzacconi y col., 1999).

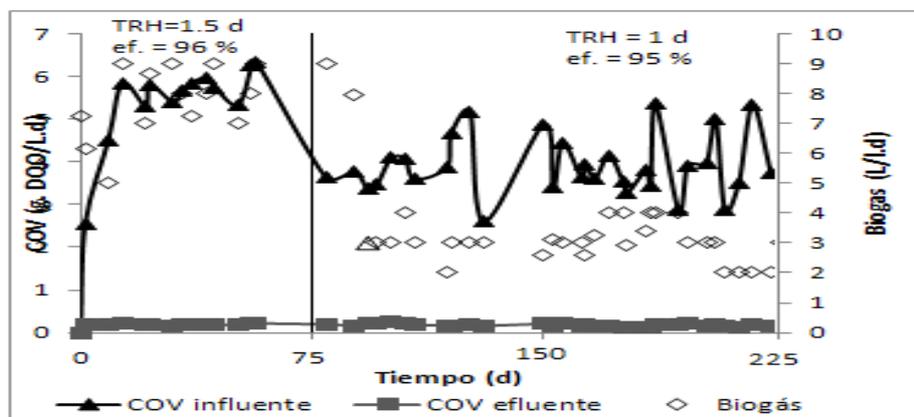


Figura11. COV en el influente y el efluente del UASB y producción de biogás.

En la figura 11 se aprecia la producción de biogás en el reactor UASB en diferentes etapas del tratamiento, la alimentación con una COV de 6 g DQO/L.d a 1.5 día de TRH produce en promedio 8 L/L.d de biogás y mientras cuando se alimenta con una COV inferior de 4 g DQO/L.d a un TRH también inferior de 1 día, la producción fue de 3.2 L/L.d. Con esto demuestra que el UASB es más eficiente a altas concentraciones de DQO.

El biogás fue analizado por cromatografía de gases, y se registró una concentración alta de metano (82%) (Cuadro 10), eficiencia muy similar a la reportada por (Henry y col.1987; Kennedy y col., 2000), pero superior a la eficiencia que obtuvo (Martínez, 2009), (70%) a ambos TRH (1; 1.5 día).

Esta alta concentración de metano que presenta el biogás indica su alto valor calorífico y que se puede utilizar como fuente de energía alternativa en el hogar o en la industria en forma de calor o energía eléctrica.

Cuadro 10. Valores promedio de la producción de biogás y su composición en el UASB.

TRH (día)	Biogás (L/d)	CH ₄ %	CO ₂ %
1.5	8±0.8	82±2	18±2
1	3.2±0.5	84±2.4	16±2.4

La producción de biogás en el reactor de película fija no se pudo medir debido a una falta de presión, ya que la eficiencia de remoción de materia orgánica fue muy baja en este reactor (30%).

El efluente del UASB fue utilizado para alimentar el RAPF con la finalidad de evaluar la eficiencia de remoción en este reactor. Como se puede observar en la figura 12, la eficiencia de remoción en el RAPF no fue mayor al 30% para los dos TRH estudiados (0.5 y 1 día), debido a la baja concentración de AGV en el efluente de UASB o probablemente debido a que en ese efluente se encuentren

compuestos muy estabilizados o poco biodegradables por el proceso anaerobio, tal es el caso del amonio que no se consume bajo estas condiciones. La concentración de amonio fue muy alta en el efluente del UASB (700-800 mg/L). Observando la figura 12 hasta el día 150 de operación, se nota una eficiencia de remoción casi nula de este compuesto, por lo que se decidió airear parcialmente el RAPF y variar el TRH a 1 día después del día 150 de operación.

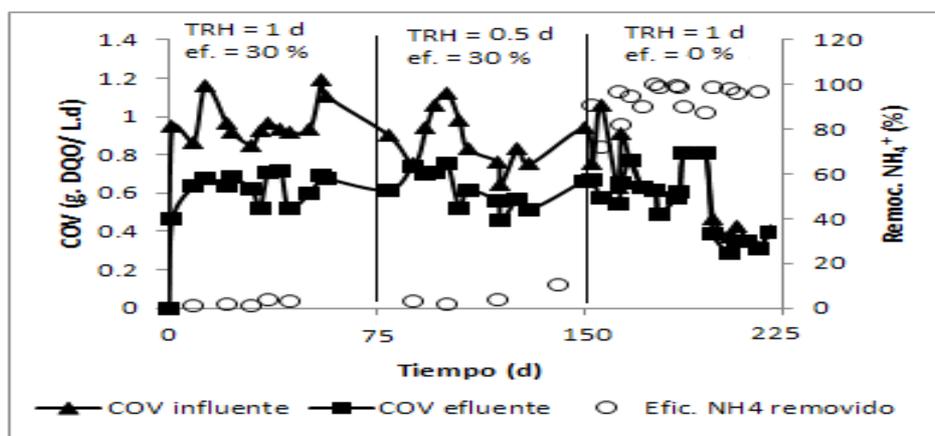


Figura12. COV en el influente y el efluente del RAPF y eficiencia de remoción del amonio.

En la figura 12 se aprecia después del día 150 una eficiencia de remoción muy alta de amonio (98%), sin embargo, la materia orgánica presente en el medio no se pudo remover bajo las nuevas condiciones, sugiriendo que el aumento del amonio se haya debido solamente a la aireación y no por la acción de los microorganismos.

Basándonos en los resultados obtenidos del RAPF, se decidió realizar una prueba en lote con lodos activados, para evaluar si un proceso aerobio era más eficiente que el reactor RAPF.

3.5. Prueba en lote en presencia de oxígeno.

Con el fin de degradar el amonio y disminuir la DQO del efluente del RAPF, se realizó una prueba en lote en condiciones aeróbicas, simulando un sistema convencional de tratamiento de aguas residuales (lodos activados).

La prueba se realizó en un matraz erlenmeyer de 1 L con 450 mL del efluente del UASB un inculo de 50 mL de lodo aerobio.

El lodo fue traído de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cerro de la estrella y presentó las siguientes características: pH: 7.2; DQOs: 0.4 mg/L, ST: 12.3 mg/L y SV: 11.4 mg/L.

El matraz se mantuvo con agitación y aireación durante 72 horas. Se realizaron pruebas de amonio y DQO_s cada 8 horas, los resultados se muestran en la figura 13 y en el cuadro 11.

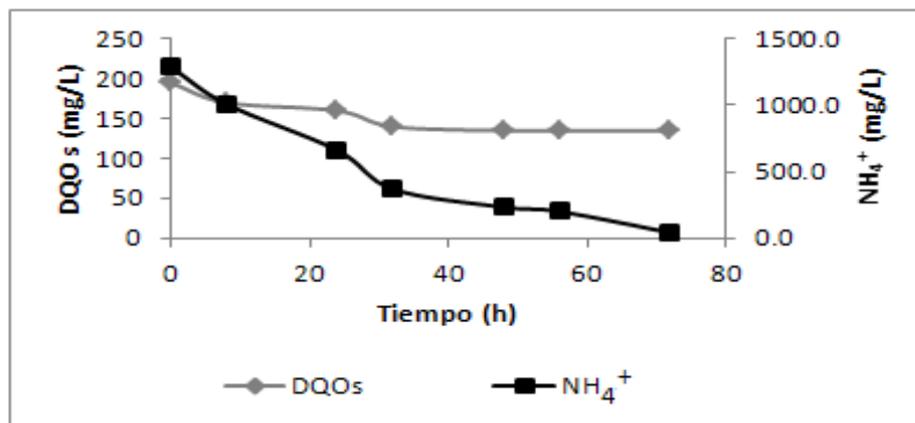


Figura13. Remoción de DQO y NH₄⁺ en el tratamiento con lodos activados.

Cuadro 11. Resultado de la remoción de NH₄⁺ y de la DQO_s en presencia de oxígeno.

Parámetros	0 hora	72 horas	Eficiencia (%)
NH ₄ ⁺ (mg/L)	1289	42.5	98
DQO (mg/L)	195	135	31

Se puede observar que la eficiencia de remoción de NH_4^+ fue muy alta (98%) mientras que para la DQO_s solamente fue del 31%, con un crecimiento del 15 % en los SSV. Esto demuestra la capacidad del sistema de lodos activados para degradar residuos de alta concentración de nitrógeno amoniacal, aunque bajo estas condiciones la eficiencia de remoción de DQO fue similar al reactor RAPF en condiciones anaerobias, debido probablemente a que el oxígeno adicionado no fuera el estequiométrico para remover una mayor cantidad de la materia orgánica.

Los resultados obtenidos en la cinética en lote fueron muy favorables y más ventajosos que los del RAPF donde no alcanzaron a removerse a la vez la materia orgánica y el amonio, por lo que se recomienda mezclar el efluente del UASB con las aguas residuales municipales para un postratamiento en un sistema convencional de lodos activados, donde se puede obtener un efluente de mejor calidad con baja concentración de materia orgánica y de amonio, considerando los límites permisibles establecidas por las normas vigentes del país NOM-001-ECOL (1996); la NOM-002-SEMARNAT (1996) y NOM-003-SEMARNAT (1997).

4. CONCLUSIONES.

- La eficiencia de remoción de la materia orgánica en el reactor UASB fue mayor al 95 % independientemente de la concentración de DQO alimentada, produciendo una concentración alta de metano (82%).
- Bajo condiciones anaerobias se remueve solamente un 30% de la materia orgánica en el RAPF y el NH_4^+ bajo estas condiciones no pudo ser removido.
- En el reactor RAPF en presencia de oxígeno se consume más de un 90% del amonio presente en el influente del RAPF mientras que la materia orgánica no se remueve.

- Bajo condiciones aerobias con lodos activados es posible remover el 100% de amonio y obtener un efluente de vertido muy cercano a los valores establecidos en la norma.

5. BIBLIOGRAFIA.

APHA, AWWA, WPFC: (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 th. Ed. Am. Pub. Health Assoc. USA.

Arvizu Fernández, J.L., HuacuzVillamar, J.M., Saldaña Méndez, J.L. (2005). Evaluación del potencial energético de los rellenos sanitarios. AIDIS / DIRSA, 1-12.

Baig.S, (1999). Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies, Ozone Sci. Eng. 21,1-22.

Blakey N.C., Cossu r., marisp.j. and mosey F.e. "anaerobic lagoons and UASB reactors: laboratory experiments in: landfill of Waste: leachate". elsevier science publishers, 245-263. (1992).

Bohdziewicz J. (2008). Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. Desalination vol. 221, pp. 559-565. Polonia.

Borzacconi, L, López, I. (1994). Relevamiento de reactores anaerobios en América Latina, en *Digestión Anaerobia*, ed. Universidad de la República, Montevideo, Uruguay, 263-280.

Borzacconi L., López I., Arcia E., Cardelino L., Castagna A., Viñas M. (1996). "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario". Memorias Técnicas del XXV Congreso de AIDIS, México.

- Borzacconi L., ottonello G., Castelló e., pelaéz H., Gazzola a. and viñas m. "denitrification in a carbon and nitrogen removal system for leachate treatment: performance of a upflow sludge blanket (UASB) reactor". *Waterscience and Technology*, 40 (8), 145-151 (1999).
- Canche U.J.A. (1995) "Control de los contaminantes generados en un relleno sanitario", Monografía. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Cantanhede, A. (1997). Manejo de residuos sólidos domésticos. Problemática regional. CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del ambiente, PE).
- Chen S. (2008). Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system, *Waste Management* 28,pp 339-346.
- Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J., Roberts, P., Smith, F. (1956).Colorimetric method for determination of sugars and related substances.*Analytical Chemistry* 28, 350-356.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chachine, w. AND Alayli, B. (2002). Temporal Variation of leachate Quality from Presorted and Baled Municipal Solid Waste With High Organic and Moisture Content, *Waste Management*, 22,269-282.
- Enzinger, J.D., Robertson, D., Ahlert, R.C., Kosson, D.S., (1987). Treatment of Landfill Leachates, *Journal of Hazardous Materials*, 14, 83-101.
- Green peace. 2006. La situación de las basuras en España, febrero 2006. WWW.greenpeace.org.

- Hee-Chan Y., Soon-Haing Ch. y Seok-Oh K. (2001). Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. *J. Environ. Sci. Heal.* 36, 39-48.
- INEGI. (2006). Estadísticas a propósito del día mundial del ambiente. INEGI. México.
- Kennedy K. J. and Lentz E. M. (2000). Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. In: *Water Research*, vol 34, 14th edn, pp. 3640-3656.
- Kurniawan T.A., Wai-Hung L. y Chan G.Y.S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater. B* 129, 80-100.
- Lettinga G. y col., (1980). Use of the up flow sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biot. Bioeng.* 22, 699-734.
- Liptak, (1974). *Environmental engineers' handbook*, Vol. 1, Water pollution. 1st. Ed. Pub. Chilton Book Company. USA.
- Lowry, O., Rosen N., Farr, A., Randall, R., (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biology and Chemistry*, 193 p. 265-275.
- Marañón E., Castrillón L., Fernández-Nava Y., Fernández-Méndez A. y Fernández-Sánchez A. (2008). Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. *J. Hazard. Mater.* 156, 538-544.
- Martí Nuria Ortega (2006). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. *Dissertation.com*. Boca Raton, Florida, USA.

- Martínez V. Francisco, (2008). Metanogénesis de lixiviados provenientes de reactores anaerobios que tratan residuos sólidos urbanos. Tesis de especialidad en Biotecnología. UAM Iztapalapa.
- Méndez N. Roger Iván, Castillo B. Elba René, Sauri RI. María Rosa, Quintal F. Carlos Alberto, Giacoman V. Germán y Jiménez C. Blanca (2007). Comparison of four physicochemical treatments for leachate treatment. Universidad Autónoma de Yucatán. Mexico.
- Monroy, O. (2000). Anaerobic digestion for waste water treatment in México: state of the technology. *Water Research* 34, 6:1803-1816.
- Pavlostathis, S. G., GiraldoGómez, E. (1991). Kinetics of Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*. 24 (8): 35-59.
- Ramírez, F. (1993) Informe de período sabático al CONACyT.
- Rivas F.J., Beltrán F., Carvalho F., Acedo B. y Gimeno O. (2004). Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. *J. Hazard. Mater. B* 16, 95-102.
- Rodríguez P. Reyna Isabel, (2009). Degradación y estabilización anaerobia de residuos sólidos urbanos. Tesis de especialidad en Biotecnología. UAM Iztapalapa.
- Rojas A. de Jesús, (2010). Digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos en dos fases. Tesis de maestría en Biotecnología. UAM Iztapalapa.
- Saravanan, V., Sreekrishnan, T.R., 2006. Modelling anaerobic biofilm reactors - A review. *Journal of Environmental Management*, 81, 1-18.
- Salvato, J. A. (1982). *Environmental Engineering and Sanitation*, 3rd. Ed. Pub. John Wiley and Sons. New York.

Saravanan, V., Sreekrishnan, T.R., 2006. Modelling anaerobic biofilm reactors - A review. *Journal of Environmental Management*, 81, 1-18.

Schroeder P R, Lloyd C M, Zappi P A y Aziz N M. (1994). The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Environmental Laboratory USAE, Waterways Experiment Station, Vicksburg - Mississippi.

SEDESOL. 2006. Situación actual en el manejo de RSU. http://sedesol2006.sedesol.gob.mx/subsecretarias/desarrollourbano/documentos/Alcances/Residuos_Solidos_Urbanos.pdf. urbanos. 3r cursd'enginyeria ambiental, UdL, octubre de 1997.

Speece, R. E., 1987. Nutrient Requeriments. En: *Anaerobic digestion of biomass*. ChynowethyIsaacson (eds.). Elsevier applied science. p 67- 72.

Swati M. KurianJosep. (2005). Leachate recirculation as a process-based approach to Enhance municipal solid waste stabilisation. Proceeding Sardinia 2005, The International Waste Management and Landfill Symposium. S:Margherita di Pula, Calgari, Italy; 3-7 October 2005.

Syed Qasim. 1994. Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment. Pennsylvania. Tecnominc. P. 321.

Torres P., Rodríguez J., Barba E., Moran A. y Narváez J., (2005). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Ingeniería y desarrollo* 18(62):1207-1212. Schink, B. (1997). Energetic of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiol.Mol. Biol. Rev.* 61:262-280.