

# **UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS**

**FACULTAD DE INGENIERÍA**

## **TESIS**

**“TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS  
USANDO UN SISTEMA DE BIORREACTORES EN SERIE EMPACADOS  
CON MATERIALES ESTABILIZADOS”**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN  
DESARROLLO SUSTENTABLE Y  
GESTIÓN DE RIESGOS**

**PRESENTA**

**JESÚS ALBERTO BAUTISTA RAMÍREZ**

**DIRECTOR**

**DR. HUGO ALEJANDRO NÁJERA AGUILAR**

**CODIRECTORA**

**DRA. REBECA ISABEL MARTÍNEZ SALINAS**

## **Dedicatoria**

A mi preciosa Luna Karina, quien con su increíble amor me dio su cálida luz y esperanza en los momentos oscuros, a pesar de que en esos momentos eran más oscuros para ella,

a mi hermana Polet por haber sido esa pequeña-gran inspiración, y ser ese abrazo en el cenit de la noche,

y al inigualable Maese Javi, porque en su sincera amistad fue un mentor.

## **Agradecimientos**

Agradezco a conacyt y a todos los relacionados con el posgrado en Ciencias en Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos, por la oportunidad de mejorar mis conocimientos y ayudar a personas como yo, que se encuentran en la complejidad de un país que tiene más demanda que oferta de empleos, políticas que son generalmente creadas para beneficiar a las personas con más recursos y, que en un estado donde las oportunidades están mayormente dirigidas a aquellas con relaciones en la clase política. Esta oportunidad que ofrece conacyt da un respiro a muchos profesionista para mejorarse y encontrar su lugar.

A mis amados padres por apoyarme constantemente en mis proyectos.

A mi única e inigualable hermana que sin importar las situaciones y distancias se encontró siempre a mi lado.

A mi entrañable amiga Elizabeth por su ayuda incondicional al principio de este proyecto.

A Javi, por todas esas noches de desvelo que con su amistad absoluta me ayudaron a superar grandes obstáculos.

A mi mentor y gran amigo el Doctor Hugo Alejandro, quien con su infinita paciencia, su gran conocimiento y su hermosa familia, me enseñó la calidez familiar y el arduo trabajo de un investigador.

Agradezco con todo mi aprecio a la Doctora Rebeca Isabel, quien sin sus palabras de aliento y consejos profesionales, muy probablemente, este trabajo y mi crecimiento no sería ni la mitad de lo que es hoy.

Al estimado Dr. Raúl, que en los momentos difíciles sus palabras y experiencias me ayudaron a reconfortar y disipar dudas.

Al maestro Pero Vera, que con sus observaciones y preguntas ayudaron a fortalecer este trabajo.

Al Dr. Rubén Fernando, por todo su tiempo dedicado a este trabajo a pesar de la distancia. Sus esfuerzos para el mejoramiento de este trabajo no serán olvidados.

A la Dra. Daisy y Carmelita, las cuales con su apoyo y energía contribuyeron a que este trabajo se fortaleciera.

A Magaly y Fabiola por su enorme confianza en este proyecto y en mí.

A Don Armando y Doña Hilda por dar su mayor esfuerzo en la construcción de los biorreactores, su sacrificio y cariño no dejarán de dar frutos.

Y por último pero no menos importante, a mi amada y hermosa Luna Karina que se encontró siempre presente en el desarrollo e impulso de este proyecto, gracias a sus inigualables palabras, siempre encontré un gran hombre donde apoyarme.

## Resumen

Los materiales estabilizados fueron extraídos del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, y empacados en reactores bajo un arreglo en serie con el objetivo de evaluar su potencial microbiológico en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Los materiales estabilizados se caracterizaron físicamente (humedad, sólidos volátiles, tamaño de partícula) y microbiológicamente. La primera caracterización mostró la estabilidad de los materiales con los valores constantes en materia volátil. El estudio granulométrico, tanto a materiales húmedos como a los materiales parcialmente secos, arrojó que en ambos casos los subproductos más significativos fueron los materiales finos de tamaño  $\leq 40$   $\mu\text{m}$ , con 62.1 y 57.4%, respectivamente seguido de plásticos rígidos y bolsas nylon con cantidades ligeramente superior al 10%. La caracterización microbiológica reveló la presencia de microorganismos como *Pseudomonas putida*, *Desulfovibrio vulgaris* y *Pseudomonas aeruginosa*, que realizan procesos de nitrificación o reducción de fosfatos y Cr (VI). El sistema en serie fue operado durante un periodo de 8 meses con cuatro cargas hidráulicas (10, 20, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d). La eficiencia promedio del sistema durante las 4 cargas hidráulicas alcanzó remociones cercanas al 85% tanto en DQO como en color, con remociones mayores en DBO<sub>5</sub> (92.5%) y PT (98%). El efluente final a lo largo de las diferentes cargas hidráulicas tuvo valores promedio de 829 mg/L, 26 mg/L, 1441 Pt-Co y 0.03, en DQO, DBO<sub>5</sub>, color e IB, respectivamente, requiriendo de una etapa final de depuración. Por otra parte, los biorreactores en serie demostraron ser estables ante posibles cargas de choque, como fluctuaciones por carga orgánica en el influente (DQO de 3,874 a 6,485 mg/L y color de 7,150 a 13,950 unidades Pt-Co), o variaciones en pH (6.25 a 9.55). Los resultados de este estudio muestran que en países como México los materiales estabilizados tienen un gran potencial como alternativa sustentable en el pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

## Abstract

The aged refuse were extracted from the sanitary landfill of the city of Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, and filled in bioreactors connected in series, with the objective of evaluate their microbiological potential in the treatment of leachates from sanitary landfills. The stabilized materials were physically characterized (moisture, volatile solids, particle size) and microbiologically. The first characterization showed the stability of the materials by constant values of volatile matter. The granulometric study showed that the most significant byproducts were the fine materials of size  $\leq 40$  mm, corresponding to 62.1 and 57.4% for wet and partially dry material, respectively. Rigid plastics and nylon bags follows in importance with quantities slightly higher than 10%. The microbiological characterization revealed the presence of microorganisms such as *Pseudomonas putida*, *Desulfovibrio vulgaris* and *Pseudomonas aeruginosa*, which carry out nitrification processes or reduction of phosphate and Cr (VI). The system in series was operated during 8 months with four hydraulic loads (10, 20, 35 and 50 L/m<sup>3</sup>.d). The average efficiency of the system during the 4 hydraulic loads reached 85% in both COD and color, and even higher efficiencies in BOD<sub>5</sub> (92.5%) and TP (98%). The final effluent along the different hydraulic loads had an average value of 829 mg/L, 26 mg/L, 1441 Pt-Co and 0.03, in COD, BOD<sub>5</sub>, color and BI, respectively, requiring a final stage of depuration. On the other hand, the series bioreactors proved to be stable against possible shock loads, such as fluctuations by organic load in the influent (COD from 3,874 to 6,485 mg/L and color from 7,150 to 13,950 units Pt-Co), or variations in pH (6.25 to 9.55). The results of this study show that in countries such as Mexico, stabilized materials have great potential as a sustainable alternative in the pretreatment of landfill leachates.

## Índice de Tablas

<b>TABLA 1.</b> Clasificación y composición típica de los lixiviados. ....	22
<b>Tabla 2.</b> Comparación entre el sistema aeróbico y anaeróbico. ....	26
<b>Tabla 3.</b> Parámetros utilizados en la caracterización de los ME. ....	32
<b>Tabla 4.</b> Parámetros utilizados y frecuencia de análisis durante la evaluación del sistema BEME. ....	34
<b>Tabla 5.</b> Composición y distribución del tamaño de partícula en los materiales excavados. ....	37
<b>Tabla 6.</b> Caracterización del lixiviado en la alimentación. ....	39
<b>Tabla 7.</b> Microorganismos del sistema BEME. ....	40
<b>Tabla 8.</b> Biodegradabilidad inicial y final reportada en sistemas BEME. ....	48
<b>Tabla 9.</b> Concentración de metales pesados en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	52
<b>Tabla 10.</b> Microorganismos identificados en el sistema BEME. ....	71

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez. ....	30
<b>Figura 2.</b> Colocación de los ME en las instalaciones de la UNICACH. ....	31
<b>Figura 3.</b> Colocación de los ME para su secado y caracterización. ....	31
<b>Figura 4.</b> Configuración de los Biorreactores para el tratamiento de lixiviados. ....	33
<b>Figura 5.</b> Comportamiento de la humedad, sólidos fijos y sólidos volátiles de los ME durante el proceso de secado. ....	37
<b>Figura 6.</b> Comportamiento del pH durante el proceso de secado de los ME. ....	38
<b>Figura 7.</b> Comportamiento del pH en las corrientes del proceso y en las diferentes cargas hidráulicas. ....	41
<b>Figura 8.</b> Concentración de la Alcalinidad total en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	42
<b>Figura 9.</b> Concentración de color en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	44
<b>Figura 10.</b> Concentración de la DQO en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	45
<b>Figura 11.</b> Concentración de la DBO <sub>5</sub> en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	46
<b>Figura 12.</b> Remoción de la DBO <sub>5</sub> y disminución de la Alcalinidad total a lo largo del proceso de monitoreo del sistema BEME en serie. ....	47
<b>Figura 13.</b> Índice de biodegradabilidad en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	48
<b>Figura 14.</b> Concentración de fósforo en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas. ....	49
<b>Figura 15.</b> Comportamiento de las diferentes cargas hidráulicas en las corrientes del proceso. ....	50
<b>Figura 16.</b> Comportamiento de la remoción de la DQO en el biorreactor de sacrificio. ....	76

## **Lista de siglas**

**ANOVA:** ANalysis Of VAriance (Análisis de varianza).

**BEME:** Biorreactor Empacado con Materiales Estabilizados.

**CH:** Carga hidráulica.

**DBO<sub>5</sub>:** Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días.

**DQO:** Demanda química de oxígeno.

**IB:** Índice de biodegradabilidad.

**LC:** Límite de cuantificación.

**LMP:** límites máximos permisibles.

**ME:** Material estabilizado.

**MH:** Materiales húmedos.

**MPS:** Materiales parcialmente secos.

**NH<sub>3</sub>-N:** Nitrógeno amoniacal.

**pH:** Potencial de Hidrógeno.

**POA:** Procesos de oxidación avanzada.

**PT:** Fosforo total.

**RSU:** Residuos sólidos urbanos.

**SBR:** Sequencing Batch Reactor (Reactor biológico secuencial).

**SST:** Sólidos suspendidos totales.



## Índice de contenidos

<b>Resumen</b> .....	4
<b>Abstract</b> .....	5
<b>1. Introducción</b> .....	11
<b>2. Antecedentes</b> .....	14
<b>3. Marco teórico</b> .....	17
<b>3.1. Conceptos básicos en residuos sólidos</b> .....	17
<b>Residuos sólidos</b> .....	17
<b>Clasificación de los residuos sólidos</b> .....	17
<b>Residuos domésticos y comerciales</b> .....	17
<b>Residuos sólidos de manejo especial</b> .....	18
<b>Residuos peligrosos</b> .....	18
<b>3.2. Manejo de residuos sólidos urbanos</b> .....	18
<b>Generación de residuos sólidos</b> .....	19
<b>Recolección de residuos sólidos</b> .....	19
<b>3.3. Disposición final</b> .....	20
<b>Subproductos dentro de la disposición final</b> .....	21
<b>Biogás</b> .....	21
<b>Lixiviado</b> .....	21
<b>Materiales estabilizados</b> .....	22
<b>3.4. Alternativas de tratamiento para los lixiviados de relleno sanitario</b> .....	22
<b>Sistemas Naturales</b> .....	23
<b>Evaporación</b> .....	24
<b>Sistemas de membranas</b> .....	24
<b>Procesos Físicoquímicos</b> .....	24
<b>Procesos de Oxidación Avanzada</b> .....	25
<b>Tratamientos Biológicos</b> .....	25
<b>Sistemas aeróbicos</b> .....	27
<b>Sistemas anaeróbicos</b> .....	27
<b>Biorreactor Empacado con Materiales Estabilizados (BEME)</b> .....	28
<b>4. Objetivos e hipótesis</b> .....	29
<b>4.1. Objetivo general</b> .....	29

Objetivos específicos .....	29
4.2. Hipótesis .....	29
5. Metodología .....	30
5.1. Recolección de residuos de edad avanzada (Materiales Estabilizados).....	30
5.2. Caracterización de los Materiales Estabilizados .....	31
5.3. Construcción de biorreactores .....	33
5.4. Recolección y caracterización del influente .....	33
5.5. Alimentación y monitoreo del proceso. ....	34
5.6. Análisis estadístico y representación de gráficas.....	35
6. Resultados y discusión .....	36
6.1. Caracterización de los materiales estabilizados excavados .....	36
6.2. Caracterización del lixiviado en el influente .....	38
6.3. Caracterización microbiológica .....	40
6.4. Tratamiento de lixiviado por medio del sistema BEME en serie .....	41
Remoción de contaminantes orgánicos.....	43
Comportamiento del sistema BEME en serie a mayores Cargas hidráulicas.....	50
Remoción de metales pesados.....	51
Reactor de sacrificio.....	52
7. Conclusiones .....	53
8. Recomendaciones .....	54
Literatura citada .....	55
Anexos .....	70

## 1. Introducción

La creciente generación de residuos sólidos es atribuida al aumento de la actividad industrial y comercial, junto con una acelerada obsolescencia de los productos y una tendencia general en la sociedad por el despilfarro, lo que ha llevado a municipios en todo el mundo a tener que gestionar, diariamente, grandes cantidades de residuos sólidos procedentes de fuentes residenciales y comerciales (Renou *et al.*, 2008; Ahmed y Lan, 2012).

En la mayoría de los países los rellenos sanitarios son, actualmente, la forma más común para disponer los residuos sólidos urbanos (RSU) (Xie *et al.*, 2010). De acuerdo con la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2012) el 74% del volumen generado de RSU en el país se dispuso en rellenos sanitarios y sitios controlados. Para el caso del estado de Chiapas, se cuenta con más de 107 sitios para la disposición final de residuos sólidos, encontrándose en servicio más del 94% de estos como tiraderos a cielo abierto, sin control alguno y con afectaciones al entorno (INEGI, 2010), muy alejados de dar cumplimiento con la normatividad aplicable (NOM-083-SEMARNAT-2003). Estudios comparativos sobre los diversos medios de eliminación de RSU (depósito en vertederos, incineración, compostaje, etc.) han demostrado que el más económico, en términos de costos de explotación y de capital, es el relleno sanitario (Renou *et al.*, 2008). Dentro de un relleno sanitario se generan líquidos nocivos como producto de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos sólidos, lo que propicia el arrastre de materiales contaminantes y produce un agua residual compleja, conocido como lixiviado de relleno sanitario (Fernandes *et al.*, 2015). En estos líquidos se pueden encontrar contaminantes de diferente naturaleza: orgánicos, inorgánicos, refractarios y tóxicos.

Por otra parte, una característica importante en los lixiviados es su edad, dado que de ella depende su composición y biodegradabilidad, así, para lixiviados menores a 5 años autores como Ozturk *et al.* (2003), Im *et al.* (2001) y Henry *et al.* (1987) lo conciben como lixiviados jóvenes por su alto índice de biodegradabilidad ( $IB > 0.4$ ), demanda química de oxígeno (DQO) superior a 10,000 mg/L y Nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3$ ) superior a 1000 mg/L; para el caso de lixiviados con edad entre 5-10 años, autores como Kargi y Pamucoglu (2003), Tatsi *et al.* (2003), Van Dijk y Roncken (1997) los consideran como lixiviados intermedios

debido a un IB de 0.2-0.4, DQO entre 4,000-10,000 mg/L y N-NH<sub>3</sub> de 800-1000 mg/L; otros autores como Hoilijoki *et al.* (2000), Trebouet *et al.* (2001), Silva *et al.* (2004) y Lavagnolo *et al.* (2016) clasifican a los lixiviados con edad mayor a 10 años como maduros o estabilizados, mismos que se caracterizan por presentar un IB < 0.2, valores de DQO por debajo de los 4,000 mg/L y N-NH<sub>3</sub> < 800 mg/L.

De esta manera la tecnología utilizada para el tratamiento dependerá de la biodegradabilidad y el volumen de los lixiviados, así, para materia orgánica que se degrade fácilmente, tales como ácidos grasos volátiles, podrían eliminarse de manera eficiente por los procesos de tratamiento biológico tradicionales, sin embargo, algunos inconvenientes operacionales pueden estar asociados a estos procesos, tales como la formación de espuma, la toxicidad de metales, la deficiencia de nutrientes y sedimentación de lodos (Oulego *et al.*, 2016). Estos inconvenientes no impiden que deje de ser la mejor opción de tratamiento para lixiviados jóvenes, prueba de ello son los trabajos reportados por Klimiuk y Kulikowska (2006) y Timur y Öztürk (1999) quienes aplicaron un biorreactor secuencial de membrana (SBR), o el de Turan *et al.* (2005) que ensayaron con un sistema combinado de lecho fluidizado y una columna de zeolita, o lo documentado por Kheradmand *et al.* (2010) quienes usaron un sistema combinado de digestión anaerobia y lodos activados, y más recientemente lo reportado por El-Fadel y Hashisho (2014) al aplicar un comparativo de sistemas de Biorreactor de Membrana (MBR) y SBR con remociones importantes de contaminantes en lixiviados jóvenes. Dentro de estos trabajos se han reportado eficiencias de remoción alrededor de 71-94 % en DQO y 84-98% en demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>).

Para el caso de los lixiviados maduros, autores como Hoilijoki *et al.* (2000) trabajaron con lodos activados; Chen *et al.* (2008) usaron un reactor de biopelícula anaeróbico-aeróbico de lecho movable, en tanto que Zolfaghari *et al.* (2016) ensayaron con un SBR y un sistema de electrooxidación. En todos estos trabajos las eficiencias de remoción estuvieron entre 50-95 % en DQO y 45-53% en DBO<sub>5</sub>. Sin embargo, en la búsqueda de nuevas alternativas para el tratamiento de lixiviados bajo sistemas amigables y de menores costos, a inicios del presente siglo, autores Zhao *et al.* (2002), realizan los primeros reportes de la utilización de residuos sólidos con edad superior a 8 años (materiales estabilizados) como material de empaque en

biorreactores semiaeróbicos, a través de los cuales se han alcanzado remociones entre 80 y 99% en parámetros como DQO, DBO<sub>5</sub> y N-NH<sub>3</sub>. Las eficiencias en la remoción de contaminantes mostradas por este sistema, principalmente es atribuible a la gran actividad microbiana existente en los materiales estabilizados (ME) (Song *et al.*, 2011), así por ejemplo, autores como Li *et al.* (2009) y Xie *et al.* (2012) mencionan la existencia de largas y diversas poblaciones de microorganismos, mismas que se han aclimatado a altas concentraciones de contaminantes al paso de los años, teniendo una gran capacidad para descomponer materia orgánica refractaria. Así, en el presente estudio se evaluó un sistema en serie de biorreactores empacados con ME, teniendo como variables de respuesta los parámetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, Color y fosforo total (PT), en lixiviados maduros (IB < 0.15) provenientes del relleno sanitario de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. También se evaluó la remoción de algunos metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb y Zn).

## 2. Antecedentes

El crecimiento urbano ha provocado un aumento en la generación de residuos sólidos domésticos y de residuos de manejo especial (Aguilar *et al.*, 2013). La disposición inadecuada de los Residuos Sólidos Municipales (RSM) produce múltiples consecuencias en la calidad del aire, suelo y agua que derivan en problemas para la salud humana y el equilibrio del medio ambiente (Cid, 2016). El relleno sanitario es un método ampliamente practicado en todo el mundo para la disposición final de RSU, especialmente en los países en desarrollo debido a sus bajos costos (Hassan *et al.*, 2016); pero la inadecuada disposición final es motivo de preocupación debido a la generación de lixiviados que se encuentran fuertemente contaminados como resultado de la percolación del agua de lluvia y el contenido de humedad de los residuos sólidos, estos lixiviados se vuelven más refractarios con el tiempo y son difíciles de tratar usando procesos biológicos convencionales (Hassan y Xie, 2014). Alrededor del mundo se han probado diversos métodos para tratar lixiviados como la recirculación, procesos fisicoquímicos, procesos de membrana, el tratamiento en plantas municipales de aguas residuales, tratamientos biológicos y procesos de oxidación avanzada. Por ejemplo, la recirculación de lixiviados se ha utilizado en gran medida, porque es una de las opciones menos costosas disponibles (Lema *et al.*, 1988), por otra parte, se encuentran los tratamientos fisicoquímicos, donde se han reportado eficiencias superiores al 70% de remoción en DQO (Wang y Shen, 2000; Yoo *et al.*, 2001), la adsorción de contaminantes por carbón activado ha alcanzado eficiencias superiores al 90% como lo han documentado Morawe *et al.* (1995) y Aziz *et al.* (2004); los procesos de membrana son una opción más para el tratamiento lixiviados, en el cual se ha probado con microfiltración, ultrafiltración, biorreactores de membrana, nanofiltración y osmosis inversa, mostrando eficiencias de remoción (retención) en DQO de 35%, 98%, 90%, > 97.5% y 99%, respectivamente (Ozturk *et al.*, 2003; Piatkiewicz *et al.*, 2001; Van Dijk y Roncken, 1997; Pirbazari *et al.*, 1996; Rautenbach y Mellis, 1994), otra alternativa es el tratamiento combinado de lixiviados con aguas residuales domésticas en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, donde autores como Çeçen y Aktas (2001) reportan eficiencias de remoción del 95% en DBO<sub>5</sub>; por otra parte se tiene los tratamientos biológicos, como los sistemas aeróbicos reportados por Robinson y Maris (1983), Bae *et al.* (1997), Zaloum y Abbott (1997) y Jokela *et al.* (2002),

y con remociones superiores al 90% en DQO, o los del tipo anaerobio ensayados por Suidan *et al.* (1993), Nedwell y Reynolds (1996) y Borzacconi *et al.* (1999) con remociones por arriba del 80% en DQO en el tratamiento de lixiviados; por último, tenemos a los procesos avanzados de oxidación, como los reportados por Schulte *et al.* (1995) y Steensen (1997) con eficiencias entre el 90-97% de remoción en DQO usando una combinación de oxidantes fuertes como  $O_3/H_2O_2$  y  $H_2O_2/UV$ , respectivamente.

En México se tiene documentado diversos trabajos en el tratamiento de lixiviados, como el publicado por Monje y Orta (2004), quienes ensayaron con un proceso combinado de coagulación-ozonación para el tratamiento de lixiviados maduros provenientes de relleno sanitario denominado Bordo Poniente de la ciudad de México, alcanzando remociones del 78% en DQO y 100% en color; Méndez *et al.* (2005) trabajaron con lixiviados provenientes del relleno sanitario municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán, logrando remover 90% de la DQO suspendida por medio de coagulación-floculación, otros autores como Orta de VelásquezOrta de Velásquez *et al.* (2006) mencionan el uso de plantas de tratamiento de aguas residuales para tratar lixiviados provenientes del relleno sanitario de Bordo Poniente incorporando 10% de lixiviados a la mezcla de aguas residuales domésticas dentro de lagunas facultativas, alcanzando 71% de remoción en DBO<sub>5</sub>; un trabajo más es el publicado por Novelo *et al.* (2010), quienes evaluaron el proceso Fenton en el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Mérida, Yucatán, con eficiencias en remoción de DQO y Carbono Orgánico Total (COT) de 78 y 87%, respectivamente, o el reportado por San Pedro-Cedillo *et al.* (2015) con remociones de 99.96% en DQO a lixiviados del relleno sanitario de Mérida, Yucatán, con un proceso Fenton-adsorción.

Por lo que respecta al estado de Chiapas, México, existen diversos trabajos enfocados al tratamiento de lixiviados, principalmente a los de tipo III; uno de ellos es el de Morales (2012) quien evaluó la remoción de contaminantes por medio de destilación solar, alcanzando un 86.63% en remoción (separación) de DQO; otro es el reportado por Hernández (2012), quien ensayó con un filtro anaerobio de flujo ascendente empacado con desechos plásticos teniendo eficiencias entre el 50-60% de remoción en DQO; otros más recientes son los reportados por Ubaldo (2013) y Domínguez (2015) el primero, evaluó la remoción de la carga orgánica de lixiviados a través de un sistema acoplado coagulación-floculación-oxidación

anódica, obteniendo una remoción total de 90% en DQO y 100% en color e incrementando el IB de 0.16 a 0.23; en tanto que el segundo, trabajó con la optimización de  $\text{Fe}^{2+}$  en el proceso de Electro-Fenton para tratar lixiviados alcanzando 69 y 91% de remoción en DQO y color, respectivamente.

Para el caso de México, la aplicación de esta tecnología es prácticamente incipiente, encontrándose únicamente el trabajo reportado por Lozano-Caballero *et al.* (2016), quienes extrajeron ME con edad superior a 8 años de la zona clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, para ser usados como material de empaque en un biorreactor para el tratamiento de lixiviados maduros, alcanzando remociones entre 60 y 90% en DQO y alrededor del 60% en color, demostrando que el sistema de Biorreactores Empacados con Materiales Estabilizados (BEME) propicia una oportunidad en la revalorización de los residuos sólidos urbanos provenientes de cualquier sitio de disposición final, siendo una alternativa sustentable y económica para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.



### **3. Marco teórico**

#### **3.1. Conceptos básicos en residuos sólidos**

##### **Residuos sólidos**

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2015) define a los RSU como los generados en casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos. Dicho de otra manera, los residuos sólidos comprenden todos aquellos desechos que provienen de actividades animales y humanas, que normalmente son sólidos y que son descartados como inútiles. Los residuos sólidos incluyen todos los materiales sólidos o semisólidos que el poseedor ya no considera de suficiente valor como para ser retenidos (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

##### **Clasificación de los residuos sólidos**

Más allá de una clasificación de los residuos sólidos entre fracción orgánica e inorgánica, se debe tomar en cuenta como residuos domésticos y comerciales (no peligrosos), residuos de manejo especial y residuos peligrosos; los orígenes pueden ser muy distintos: de fuentes domésticas, comerciales, institucionales, construcción y demolición, servicios municipales (excluyendo plantas de tratamiento), industriales y agrícolas (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

##### **Residuos domésticos y comerciales**

Son los residuos de origen doméstico, excluyendo los residuos de manejo especial y los residuos peligrosos, consisten en residuos sólidos orgánicos e inorgánicos de zonas residenciales y de establecimientos comerciales. Típicamente la fracción orgánica de los

residuos sólidos domésticos y comerciales está conformada principalmente por materiales como residuos de comida. Los residuos sólidos domésticos son generados a partir de varias fuentes donde se encuentran diversas actividades humanas (Miezah *et al.*, 2015), los residuos de estas fuentes son muy heterogéneos y tienen características físicas variables dependiendo de su origen; en particular su composición es conformada por residuos de alimentos, desechos de jardín, madera, plásticos, papeles, metales, cuero, cauchos, materiales inertes, baterías, envases de pintura, textiles, residuos de materiales de construcción y muchos otros que podrían ser difíciles de clasificar (Valkenburg *et al.*, 2008).

### **Residuos sólidos de manejo especial**

Los residuos sólidos de manejo especial son considerados como los generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos (LGPGIR, 2015).

### **Residuos peligrosos**

En México al Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA, 2015), define en su artículo tercero sección XXXIII, que los residuos peligrosos son todos aquellos residuos, en cualquier estado físico, que, por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables o biológico-infecciosas, representen un peligro para el equilibrio ecológico o el ambiente.

### **3.2. Manejo de residuos sólidos urbanos**

Las actividades humanas generan residuos, y por lo tanto los residuos sólidos tiene que ser manipulados, lo que puede representar un riesgo para el medio ambiente y para la salud pública (Zurbrügg, 2012).

## **Generación de residuos sólidos**

La creciente generación de residuos sólidos es atribuida al desarrollo industrial y comercial, junto con los avances tecnológicos, como también a los más altos estándares de vida, adyacente a una acelerada obsolescencia de los productos y una tendencia general en la sociedad por el despilfarro, lo que ha llevado a municipios en todo el mundo a tener que gestionar grandes cantidades de residuos sólidos procedentes de fuentes residenciales y comerciales (Renou *et al.*, 2008; Ahmed y Lan, 2012). Por otra parte, el incremento en la generación de residuos sólidos es atribuido al alto crecimiento de la población en las zonas urbanas debido a los migrantes rurales (Suthar y Singh, 2015), y dentro de las zonas urbanas hay una interesante relación entre la capacidad de compra de la población urbana y la cantidad de los residuos domésticos generados, para los países en desarrollo se estima una generación de residuos sólidos en el orden de 0.6 kg por persona al día (Ojeda-Benítez y Beraud-Lozano, 2003; Gomez *et al.*, 2008; Ogwueleka, 2013); en donde para el caso de México alrededor del 50% de los residuos son conformados por materia orgánica (Bernache-Pérez *et al.*, 2001; Maldonado, 2006).

## **Recolección de residuos sólidos**

Dentro de las etapas del manejo de los residuos sólidos, la recolección y transporte suelen ser las más costosas y requieren una planificación cuidada (André y Cerdá, 2006). La recolección incorrecta o el mal manejo de los residuos sólidos pueden reducir la calidad estética del ambiente y causar riesgos a la salud (Wilson *et al.*, 2006; Momodu *et al.*, 2011); en los residuos sólidos se ha encontrado la presencia de numerosos organismos patógenos como lo demuestra el trabajo realizado por Chengula *et al.* (2015), donde se aislaron e identificaron bacterias patógenas como; *Salmonella typhimurium*, *Shigella dysenteriae*, *Citrobacter freundii*, *Citrobacter amalonaticus*, *Aerobacter aerogenes*, *Proteus vulgaris*, *Klebsiella oxytoca* y *Escherichia coli*, los cuales son responsables de enfermedades como salmonelosis, disentería, infecciones urinarias, meningitis neonatal, abscesos cerebrales, abscesos hepáticos e infecciones de vías biliares (National Institutes of Health, 2010; Organización Mundial de la Salud, 2016). Otras investigaciones han reportado la presencia

de metales pesados en los residuos sólidos, cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), cromo (Cr), plomo (Pb), cobalto (Co), zinc (Zn) y níquel (Ni) (Adefemi y Awokunmi, 2013), algunos de estos elementos son tóxicos, bioacumulables para organismos vivientes incluso a muy bajas concentraciones, mientras que otros son biológicamente esenciales y constituyentes naturales de los ecosistemas acuáticos, que solo se vuelven tóxicos a muy altas concentraciones (Amundsen *et al.*, 1997; Moreno, 2003); es debido a todo lo antes mencionado que los residuos sólidos se deben recolectar oportunamente, ya que estos pueden desencadenar problemas severos en la salud y bienestar de la población. Las distancias largas hasta el sitio de disposición final han obligado al uso creciente de estaciones de transferencia que permiten el acarreo de la basura en unidades de 40 a 60 m<sup>3</sup> lo que permite reducir los costos unitarios de transporte (Zepeda, 1995).

### **Tratamiento de los residuos sólidos**

El tratamiento incluye las operaciones encaminadas a la eliminación o al aprovechamiento de los materiales contenidos en los residuos.

### **3.3. Disposición final**

La disposición final es comprendida como la última etapa operacional del servicio de aseo urbano. Jaramillo (2002) menciona cuales son los métodos que no son apropiados y aquellos que representan un menor riesgo para la salud humana; dentro de los métodos inaceptables se encuentran: descarga de los residuos sólidos en los cursos de agua, lagos o mares, tiraderos a cielo abierto, quema al aire libre y el uso de los residuos sólidos como alimento para animales de granja. Uno de los métodos de disposición final más aceptados es el relleno sanitario, ya que no representa peligro alguno ni riesgos para la salud pública, además, minimiza la contaminación y otros impactos negativos en el ambiente. En la mayoría de los países los rellenos sanitarios son, actualmente, la forma más común para disponer los RSU (Xie *et al.*, 2010). Estudios comparativos sobre los posibles como diversos medios de eliminación de RSU han demostrado que el más barato, en términos de costos de explotación y de capital, es el relleno sanitario (Renou *et al.*, 2008).

## **Subproductos dentro de la disposición final**

Dentro de la disposición final de los residuos sólidos se generan diversos subproductos y algunos de los principales se describen brevemente a continuación:

### **Biogás**

El biogás es generado de los procesos naturales anaerobios de descomposición de la materia orgánica de los residuos sólidos dentro de un Sitio de Disposición Final (SDF). El Biogás está compuesto principalmente de metano ( $\text{CH}_4$ ) y bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Aguilar *et al.*, 2013), ambos gases son considerados gases de efecto invernadero (Broun y Sattler, 2016).

### **Lixiviado**

Dentro de un relleno sanitario se generan líquidos nocivos como resultado de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos sólidos, extrayendo y llevando consigo varios materiales contaminantes, produciendo un agua residual muy compleja, por lo general conocido como lixiviado de relleno sanitario (Fernandes *et al.*, 2015). Se trata de una matriz compleja constituida por diversos productos químicos, incluyendo materia orgánica, sales inorgánicas, contaminantes orgánicos y metales pesados, encontrados en concentraciones altamente variables que dependerán de las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del sitio de disposición final (Kjeldsen *et al.*, 2002). En general, como se muestra en la Tabla 1, los lixiviados pueden ser clasificados como: jóvenes (menor a 5 años), intermedios (entre 5 y 10 años) y estabilizados o maduros (mayor a 10 años) (Foo y Hameed, 2009). Aunque el contenido orgánico declina dramáticamente con el tiempo, la mayor fracción orgánica en un lixiviado maduro se vuelve gradualmente refractaria (Deng y Ezyske, 2011).

**Tabla 1.** Clasificación y composición típica de los lixiviados (Adaptado de McBean et al., 1995; Renou et al., 2008; Foo y Hameed, 2009).

Parámetro	Joven	Intermedio	Maduro
Edad (Años)	<5	5-10	>10
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
DBO <sub>5</sub> /DQO	>0.3	0.1-0.3	<0.1
DQO mg/L	>10,000	4,000-10,000	<4,000
N-NH <sub>3</sub> mg/L	<400	N.A.	>400
Compuestos orgánicos (%)	80% *AGV	5-30% Ácidos húmicos y fúlvicos	Ácidos húmicos y fúlvicos
Metales pesados mg/L	>2	<2	<2
Biodegradabilidad	Alta	Media	Baja

\*AGV: Ácidos Grasos Volátiles, N.A. – No Aplicable.

### Materiales estabilizados

Los residuos sólidos de edad avanzada pueden ser considerados como los residuos bioestabilizados a través de los años en un relleno sanitario (Xie *et al.*, 2012), estos residuos sólidos se encuentran significativamente estabilizados después de aproximadamente 8 años de descomposición en un clima cálido y húmedo (Zhao *et al.*, 2007a), contienen largas y diversas poblaciones de microorganismos que se han aclimatado a altas concentraciones de contaminantes por años teniendo una gran capacidad para descomponer materia orgánica refractaria (Li *et al.*, 2009).

### 3.4. Alternativas de tratamiento para los lixiviados de relleno sanitario

Definitivamente la tecnología utilizada para el tratamiento de lixiviados dependerá de la biodegradabilidad y el volumen de los lixiviados, así, para materia orgánica que se degrade fácilmente, tales como ácidos grasos volátiles, podrían eliminarse de manera eficiente por los

procesos de tratamientos biológicos tradicionales, sin embargo, algunos inconvenientes operacionales pueden estar asociados a estos procesos, tales como la formación de espuma, la toxicidad de metales, la deficiencia de nutrientes y sedimentación de lodos (Oulego *et al.*, 2016), pero esto no impide que deje de ser la mejor opción de tratamiento para lixiviados jóvenes. En lo que respecta a lixiviados maduros, los procesos fisicoquímicos son la mejor opción de tratamiento como primera etapa, o como una etapa de refinamiento para un lixiviado tratado biológicamente (Kurniawan *et al.*, 2006).

A continuación, se describen brevemente algunos de los principales tratamientos aplicados a los lixiviados:

### **Sistemas Naturales**

Los sistemas de tratamiento naturales se diferencian de los sistemas convencionales, con base a la fuente de energía usada para el tratamiento, estos sistemas dependen en mayor o menor medida, de energías renovables, de origen natural, incluyendo la radiación solar, la energía cinética del viento, las aguas superficiales y las aguas subterráneas, y el almacenamiento de la energía potencial en biomasa y suelos (Knight *et al.*, 1999). Para el tratamiento de lixiviados se ha hecho mayor uso de humedales, ya que es una alternativa sustentable, con capacidad para restablecer la calidad de muchos tipos de aguas residuales a través de diversas propiedades físicas, químicas y de procesos bióticos, es de bajo costo en instalación y mantenimiento, proporcionando valores estéticos y de hábitat (Martin *et al.*, 1999). Autores como Villalobos *et al.* (2013) indicaron que los humedales no juegan un papel importante en la eliminación de la DQO, porque una disminución en la cantidad de plantas no es directamente proporcional a la reducción en los niveles de DQO, por otra parte, los medios de comunicación entre las plantas pueden proporcionar una superficie adecuada donde se formen biopelículas, que faciliten la eliminación de DQO (Stottmeister *et al.*, 2003).

## **Evaporación**

Esto consiste en el uso de lagunas para la evaporación de lixiviados. La evaporación natural es un proceso físico en el que un líquido pasa a estado gaseoso en forma de vapor y depende fundamentalmente de la potencia disponible a partir de la radiación solar. Dentro de sus ventajas se encuentra que es aconsejable para lugares cálidos y semicálidos, disminuye el volumen de carga y los costos operativos son bajos (Arley y Palacio, 2006); como desventajas se encuentra la alta producción de lodos, un mayor uso de área y presencia de un gran número de compuestos orgánicos volátiles (Christensen *et al.*, 1994) factor de riesgo para los operadores de rellenos sanitarios. Entre los compuestos orgánicos volátiles comúnmente observados, se encuentran los hidrocarburos halogenados y los hidrocarburos aromáticos tales como Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BTEX).

## **Sistemas de membranas**

Los procesos de membrana se fundamentan en la separación de dos soluciones con diferentes concentraciones por una membrana semipermeable, en este proceso, se añade presión a la solución más concentrada, obligando al agua a fluir desde la concentración más alta a la concentración más baja, esto implica procedimientos de osmosis inversa y nanofiltración (Weber y Holz, 1991; Bodzek, 1999; Trebouet *et al.*, 2001). Debido a la alta capacidad de membranas de ósmosis para retener contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos, se puede lograr una eficiencia de nivelación del 98 a 99% (Peters, 1998), sin embargo, es importante mencionar que se trata de una de las tecnologías más costosas, donde los contaminantes no son degradados o transformados, sino solamente transferidos de una fase acuosa a una sólida, por lo que es necesario un tratamiento adicional al material retenido, especialmente en efluentes de aguas residuales altamente contaminadas.

## **Procesos Físicoquímicos**

Los procesos físicoquímicos incluyen la reducción de sólidos en suspensión, partículas coloidales, material flotante, color y compuestos tóxicos, bien sea por flotación,



coagulación/floculación, adsorción, oxidación química o separación por aire. Para el caso de su aplicación a lixiviados, los procesos fisicoquímicos han sido utilizados como etapa de pretratamiento o de purificación final, o para remover un contaminante específico (Renou *et al.*, 2008; Wiszniowski *et al.*, 2006).

### Procesos de Oxidación Avanzada

Dentro de la gama de tratamientos fisicoquímicos se encuentran los Procesos de Oxidación Avanzada (POA), los cuales implican la generación del radical hidroxilo, este es uno de los radicales libres más reactivos con un alto potencial de oxidación (ec 1) (Lopez *et al.*, 2004), siendo capaz de oxidar casi todos los contaminantes orgánicos, muchos de ellos hasta su mineralización.



Los POA generalmente se aplican acompañados de otros procesos bien sean biológicos o fisicoquímicos, dado que, si se aplican como único proceso de tratamiento, podrían resultar costosos en términos económicos (Morais y Zamora, 2005). Muchos sistemas se pueden clasificar como POA y la mayoría de ellos utilizan una combinación de: dos oxidantes ( $\text{O}_3$  más  $\text{H}_2\text{O}_2$ ); catalizador más oxidante ( $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2$ ); oxidante más irradiación ( $\text{H}_2\text{O}_2$  más UV); oxidante más foto-catalizador ( $\text{H}_2\text{O}_2$  más  $\text{TiO}_2$  más  $h\nu$ ) u oxidante más ultrasonidos ( $\text{H}_2\text{O}_2$  más ultrasonido); una característica común de estos sistemas es la gran demanda de energía eléctrica para dispositivos tales como ozonizadores, lámparas UV, ultrasonido, y esto se traduce en costos elevados de tratamiento (Lopez *et al.*, 2004).

### Tratamientos Biológicos

Independientemente del tipo de aguas residuales, el proceso de tratamiento biológico consiste en controlar el entorno necesario para el crecimiento óptimo de los microorganismos implicados, los microorganismos convierten las partículas coloidales, materia orgánica carbonácea disuelta y elementos inorgánicos tales como nitrógeno (N), fósforo (P), azufre

(S), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), los cuales pueden aprovechar para la formación de tejido celular y/u obtención de energía (Wiszniowski *et al.*, 2006), sin embargo, algunos inconvenientes operacionales pueden estar asociados a estos procesos al momento de tratar lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, como formación de espuma, toxicidad de metales, la deficiencia de nutrientes y sedimentación de lodos (Oulego *et al.*, 2016). La mayoría de los procesos de tratamiento biológico se componen de poblaciones complejas interrelacionadas, con mezclas de poblaciones biológicas adaptadas a la eliminación de los contaminantes individuales. En el diseño o el análisis de un proceso de tratamiento biológico, el ingeniero debe pensar en términos de un ecosistema o comunidad, y no en términos de un "cuadro negro" que contiene microorganismos misteriosos (Metcalf y Eddy, 1991). Dentro de los sistemas biológicos podemos encontrar los aeróbicos y anaeróbicos, en la Tabla 2 se puede observar un comparativo entre estos dos sistemas.

**Tabla 2.** Comparación entre el sistema aeróbico y anaeróbico (Adaptado de Chan *et al.*, 2009).

Características	Aeróbico	Anaeróbico
Eficiencia de la remoción de la carga orgánica	Alto	Alto
Calidad del efluente	Excelente	De moderado a pobre
Velocidad de carga orgánica	Moderado	Alto
Producción de lodos	Alto	Bajo
Requerimiento de nutriente	Alto	Bajo
Requerimiento de alcalinidad	Bajo	Alto para determinados residuos industriales
Requerimiento de energía	Alto	De bajo a moderado
Sensibilidad a la temperatura	Bajo	Alto
Tiempo de arranque	De 2 a 4 semana	De 2 a 4 meses
Olor	Menos oportunidad de producir olores	Potencial problema de olores
Recuperación de bioenergía y nutrientes	No	Si

### **Sistemas aeróbicos**

El principio de lodo activado es que en un reactor de una comunidad de microorganismos se suministra constantemente con la materia orgánica y oxígeno. Los microorganismos consumen la materia orgánica y la transforman por medio de metabolismo aeróbico, en parte en la nueva biomasa microbiana y en parte en dióxido de carbono, agua y minerales (Orhon, 1997). Un tratamiento aeróbico debería permitir una reducción parcial de los contaminantes orgánicos biodegradables y también debe lograr la nitrificación del amonio. Los procesos biológicos aeróbicos basados en la biomasa en suspensión, tales como lagunas aireadas, procesos de lodos activados convencionales y sistemas SBR, han sido ampliamente estudiados y ensayados (Bae *et al.*, 1997; Li y Zhao, 2001).

### **Sistemas anaeróbicos**

La digestión anaerobia es el proceso más antiguo utilizado en el tratamiento de aguas residuales (desde finales del siglo XIX) (Schönborn, 1986). El proceso implica la descomposición biológica de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. Como resultado de la conversión se produce una variedad de productos finales incluyendo CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> (Bryant, 1979). Un tratamiento de digestión anaerobia de lixiviados es particularmente adecuado para tratar los efluentes orgánicos de alta resistencia, tales como corrientes de lixiviados jóvenes (Pokhrel y Viraraghavan, 2004). Por otra parte, los procesos de digestión anaerobia conservan energía y produce muy pocos sólidos, pero sufre de bajas velocidades de reacción (Berrueta y Castrillon, 1992). Además, es posible utilizar el CH<sub>4</sub> producido para calentar el digestor, que por lo general trabaja en 35°C y, en condiciones favorables, para los propósitos externos (Renou *et al.*, 2008).

**Biorreactor Empacado con Materiales Estabilizados (BEME)**

El sistema BEME es una tecnología de tratamiento de lixiviados, en el cual se utilizan residuos sólidos de edad avanzada, se considera que después de ocho años de haber sido dispuesta la basura en los rellenos sanitarios, la materia orgánica presente en los residuos ha sido degradada (Lei *et al.*, 2007), por lo que los residuos a esta edad pueden concebirse como basura vieja o estabilizada (“aged refuse” por su traducción en inglés) (Hassan y Xie, 2014). La aplicación de esta tecnología se ha enfocado principalmente al tratamiento de los lixiviados, los cuales son considerados uno de los líquidos más complejos de tratar. Los ME contienen un amplio espectro y gran cantidad de poblaciones microbianas ( $1.40 \times 10^6$  UFC/g), mismas que se han aclimatado, a lo largo de los años, a las altas concentraciones de contaminantes (Zhao *et al.*, 2002). Además de su riqueza microbiana, los ME muestran gran capacidad de intercambio catiónico (0.068 mol/g) y alta porosidad (37.25%), características que favorecen al sistema BEME en la remoción de contaminantes en diferentes matrices acuosas tales como lixiviados (Li *et al.*, 2010; Xie *et al.*, 2010), aguas de rastro (Zhao y Shao, 2004), y también en aguas más nobles como las aguas grises (Zhao *et al.*, 2007a). La degradación de contaminantes puede alcanzar reducciones de 60-95% de su concentración inicial.

## **4. Objetivos e hipótesis**

### **4.1. Objetivo general**

Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica de lixiviados de rellenos sanitarios utilizando un sistema de biorreactores en serie empacados con materiales estabilizados.

### **Objetivos específicos**

- Caracterizar los Materiales Estabilizados con los parámetros de pH, sólidos volátiles y análisis granulométrico.
- Clasificar el tipo de lixiviado a tratar con parámetros básicos como: DQO, DBO<sub>5</sub>, pH y Alcalinidad.
- Monitorear el sistema BEME en serie con cuatro cargas hidráulicas utilizando los parámetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, color, PT, pH, alcalinidad y metales pesados.

### **4.2. Hipótesis**

Los ME utilizados como material de empaque en un sistema de biorreactores en serie pueden remover eficientemente los contaminantes orgánicos y nutrientes de los lixiviados del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

## 5. Metodología

### 5.1. Recolección de residuos de edad avanzada (Materiales Estabilizados)

Con la ayuda de una retroexcavadora, se obtuvo una muestra compuesta de ME a partir de cinco puntos del área clausurada del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Figura 1). Las muestras fueron tomadas a 1.3 m de profundidad después de que se retiró el material de cubierta. La cantidad de muestra extraída de cada punto fue aproximadamente de 100 kg, con un total de 540 kg de muestra compuesta. Posteriormente los ME fueron trasladados durante el mismo día de la excavación a las instalaciones de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) (Figura 2).



**Figura 1.** Relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, coordenadas: Latitud  $16^{\circ}40'7.57''N$  y Longitud  $93^{\circ}11'47.36''O$ . El área encerrada en rojo señala el sitio clausurado.





**Figura 2.** Colocación de los ME en las instalaciones de la UNICACH.

## 5.2. Caracterización de los Materiales Estabilizados

Las muestras de los ME fueron llevadas a un área techada, donde fueron tendidos sobre lonas para facilitar la pérdida de humedad a temperatura ambiente (Figura 3), eliminando desde el inicio materiales voluminosos.



**Figura 3.** Colocación de los ME para su secado y caracterización de los materiales parcialmente secos (derecha) y materiales húmedos (izquierda).

Durante el periodo del proceso de secado a temperatura ambiente, los ME se monitorearon con los parámetros señalados en la Tabla 3. Cuando los residuos se encontraron parcialmente secos se cribaron y pesaron para conocer la proporción del material aprovechable en el tratamiento de lixiviados. En el proceso de cribado, los ME fueron separados en diferentes tamaños de partícula: > 40 mm, entre 40 mm y 15 mm, y <15 mm, conforme a lo reportado por Zhao *et al.* (2002). De igual manera se realizó el estudio de composición de los materiales parcialmente secos (NMX-AA-15-1985) considerando los subproductos de plásticos rígidos, bolsas, materiales finos y otros. El peso volumétrico en los materiales parcialmente secos también fue determinado.

De igual manera, los ME fueron caracterizados antes de las 24 Hrs de su obtención, determinando el peso volumétrico y su composición (plásticos rígidos, bolsas, materiales finos y otros) conforme al método de cuarteo (NMX-AA-15-1985).

**Tabla 3.** Parámetros utilizados en la caracterización de los ME.

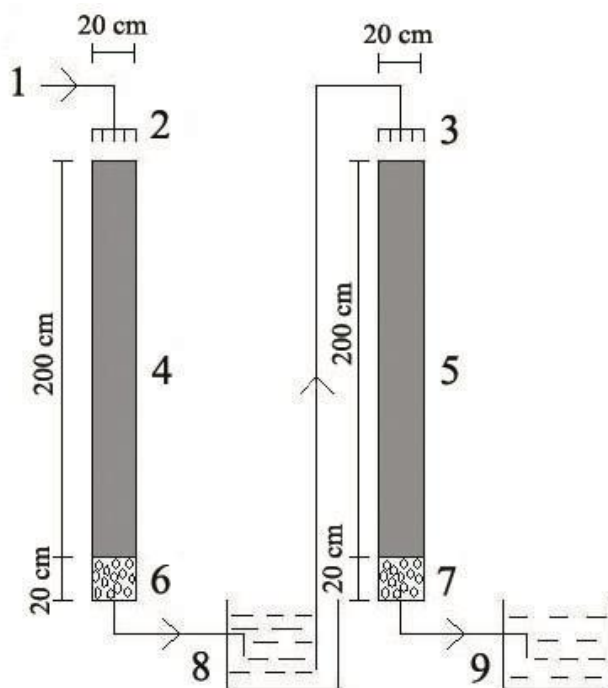
Parámetro	Norma	Frecuencia de análisis
pH	NMX-AA-25-1984	Semanal
Humedad	NMX-AA-16-1984	Semanal
Cenizas (SF y SV)	NMX-AA-18-1984	Semanal

Por otra parte, se llevó a cabo la caracterización bacteriana aerobia, con la finalidad de identificar las especies presentes en muestras del interior de los biofiltros para ello se colectaron muestras mediante hisopo en tres alturas distintas del biofiltro (0.5, 1.0 y 1.5 m), posteriormente se realizaron siembras en agar nutritivo, se realizaron tinciones para observación microscópica, aplicando la técnica de la tinción de Gram, por último se realizó la extracción de ADN polimerasa por el método Lisis Celular-Fenol-Cloroformo, seguido de Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR). La purificación y secuenciación estuvo a cargo de la compañía MACROGEN en Seúl, Corea. Finalmente, la determinación de la especie se realizó con el gen ARNr 16S y la base de datos que proporciona GenBank.



### 5.3. Construcción de biorreactores

Se construyeron dos biorreactores de policloruro de vinilo (PVC), con diámetro de 20 cm y altura de 220 cm, similar a lo documentado por otros autores (Han *et al.*, 2013; Lozano-Caballero *et al.*, 2016) (Figura 4). Los biorreactores se empacaron con ME y fueron asegurados sobre una base metálica.



**Figura 4.** Configuración de los Biorreactores para el tratamiento de lixiviados. 1) Influyente, 2 y 3) Sistema de distribución en la alimentación, 4 y 5) Materiales estabilizados en biorreactores, 6 y 7) Material de soporte de 1", 8 y 9) Depósito para efluentes.

### 5.4. Recolección y caracterización del influente

El influente fue recolectado 10 cm por debajo del espejo de agua de la laguna de evaporación de lixiviados jóvenes del relleno sanitario de Tuxtla Gutiérrez, en garrafas de polietileno de 20 L y refrigerado a 4°C hasta su posterior utilización. Estas muestras fueron caracterizadas con los parámetros: DQO, DBO<sub>5</sub>, color, alcalinidad total, pH, sólidos suspendidos totales (SST), PT y metales pesados (Cd, Ni, Cr, Pb y Zn). La DQO fue cuantificada utilizando el

micrométodo de reflujo cerrado, digestandando la muestra a 150°C por 2 h, y posteriormente leída en un espectrofotómetro HACH DR-5000 a 620 nm; para el caso de la DBO<sub>5</sub>, la prueba se llevó a cabo mediante la cuantificación de la diferencia entre la concentración del oxígeno disuelto inicial y la concentración después de cinco días de incubación a 20±1°C. Respecto a la determinación del color, se utilizó un colorímetro HACH DR/890, y para la alcalinidad total se empleó el método volumétrico, titulando con ácido sulfúrico 0.02 N. La mayoría de los análisis fueron desarrollados siguiendo las técnicas señaladas en las normas mexicanas (Tabla 4), adaptados a las particularidades de los lixiviados. La determinación de metales pesados como Cd, Cr, Ni y Pb se realizó bajo el método de espectrofotometría de absorción atómica en horno de grafito (EPA Method 7010a), y para el caso del Zn, espectrofotometría de absorción atómica en flama (EPA Method 7000B) en un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Agilent modelo AA240 equipado con horno de grafito marca Agilent modelo GTA120.

**Tabla 4.** Parámetros utilizados y frecuencia de análisis durante la evaluación del sistema BEME.

Parámetro	Norma	Frecuencia de Análisis
DQO	NMX-AA-030/2-SCFI-2011	Semanal
DBO <sub>5</sub>	NMX-AA-028-SCFI-2001	Mensual
PT	NMX-AA-029-SCFI-2001	Mensual
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011	Semanal
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001	Mensual
Color	NMX-AA-045-SCFI-2001	Semanal
SST	NMX-AA-034-SCFI-2015	Mensual
Zn	EPA Method 7000B	Bimestral
Cd, Cr, Ni y Pb	EPA Method 7010a	Bimestral

### 5.5. Alimentación y monitoreo del proceso.

Los biorreactores fueron operados en serie durante un periodo de 8 meses. En total, 4 cargas hidráulicas fueron ensayadas: 10, 20, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d, con tiempos de monitoreo de 2 meses para cada una de ellas. Las cargas hidráulicas (CH) fueron fijadas considerando lo reportado por Wang *et al.* (2009) y Wang *et al.* (2014).

Respecto al funcionamiento del sistema, el proceso fue evaluado con los parámetros: DQO, Color, DBO<sub>5</sub> y PT, además de otros parámetros de control tales como pH, alcalinidad total y SST. La mayoría de los análisis fueron desarrollados siguiendo las técnicas señaladas en las normas mexicanas (Tabla 4), adaptados a las particularidades de los lixiviados. La determinación de metales pesados como Cd, Cr, Ni y Pb se realizó bajo el método de espectrofotometría de absorción atómica en horno de grafito (EPA Method 7010a), y para el caso del Zn, espectrofotometría de absorción atómica en flama (EPA Method 7000B) en un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Agilent modelo AA240 equipado con horno de grafito marca Agilent modelo GTA120. La norma aplicada en la determinación de los diferentes parámetros, así como la frecuencia en su determinación se muestra en la Tabla 4.

#### **5.6. Análisis estadístico y representación de gráficas.**

Los resultados fueron analizados estadísticamente, realizando pruebas ANOVA de una vía, con un nivel de significancia de 0.05, utilizando el software Statistica 7.0. Las r gráficas se construyeron utilizando el software “SigmaPlot” (versión 12).

## 6. Resultados y discusión

### 6.1. Caracterización de los materiales estabilizados excavados

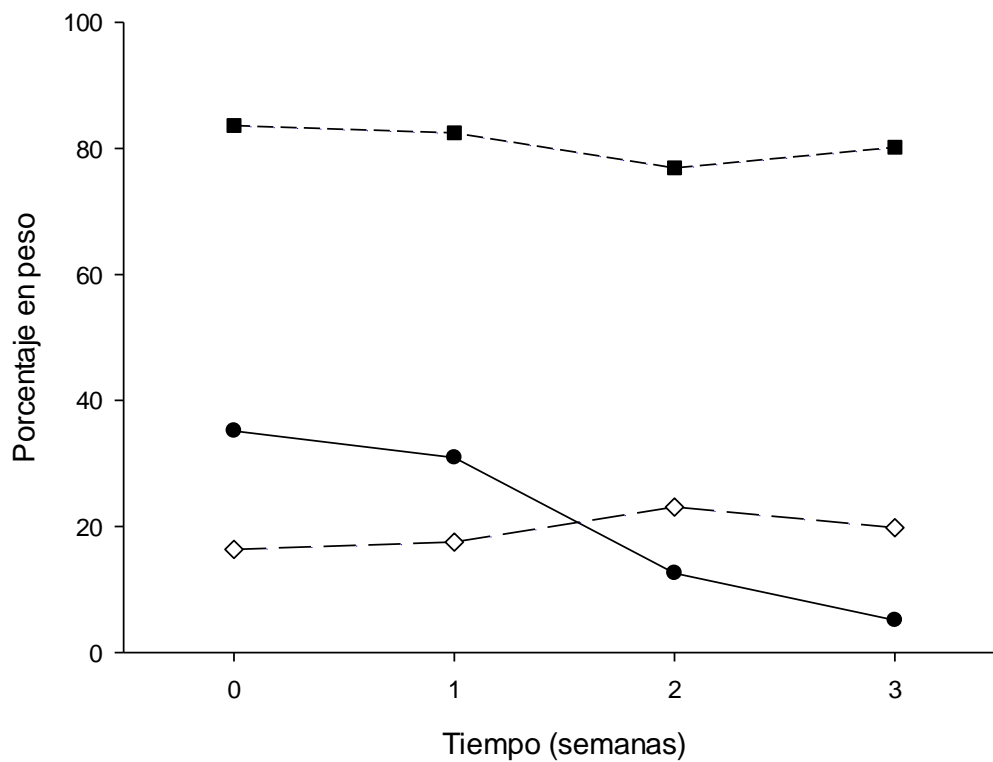
En la Tabla 5 se muestra los principales componentes encontrados en los materiales excavados, así como la distribución del tamaño de partícula; se observó que al menos el 10% de plásticos rígidos se encuentran presentes en los materiales húmedos (MH) como en los materiales parcialmente secos (MPS), porcentaje mayor al 4.19% reportado por Zhao *et al.* (2007b), este subproducto es fácil de separar y puede ser reciclado. Un componente también importante en los ME sin duda son las bolsas de nylon, presentes en un 11.1% en los residuos BS, el cual a menos que sea triturado, debe ser separado porque no favorece la percolación y distribución del líquido alimentado dentro de un reactor empacado. Otro componente importante son los materiales finos (partículas  $\leq 40$  mm) que poseen una mayor porosidad y favorecen mejores condiciones para las comunidades bacterianas, y por lo tanto, para la biofiltración (Zhao *et al.*, 2007a), y representó el 62% en BH y el 57% en BS. Este valor es inferior al 70.5% en peso reportado por Li *et al.* (2009) y Zhao *et al.* (2007b), lo que puede atribuirse a la variabilidad en la composición de los residuos entre un lugar y otro. Por otro lado, con el propósito de conocer los diferentes tamaños de partícula en los residuos en BS, y con el fin de poder comparar con lo reportado en otros trabajos, se clasificaron de acuerdo con lo mostrado en la Tabla 5. De la Tabla se observa que arriba del 80% de los materiales presentaron un tamaño de partícula  $\leq 40$  mm, valor ligeramente mayor al 75% encontrados en otros trabajos (Zhao *et al.*, 2007a) para materiales con una edad de 10 años. Este dato es importante porque permite ver que un alto porcentaje de los ME una vez secos, pueden ser aprovechados como materiales de empaque en sistemas BEME. En estudios a nivel laboratorio, autores como Zhao *et al.* (2002), han reportado buenos resultados en el tratamiento de lixiviados usando tamaños de partícula inferior a los 20 mm, sin embargo, en trabajos más recientes y con biorreactores escalados al menos a nivel piloto (Li *et al.*, 2009; Xie *et al.*, 2010; Xie *et al.*, 2012), los biorreactores se han empacado con ME de un mayor tamaño de partícula, del orden de los 40 mm, lo que ha permitido un mayor volumen de aprovechamiento de los materiales y con resultados reproducibles a los obtenidos a nivel laboratorio. Para el presente estudio, los biorreactores se empacaron con ME con un tamaño de partícula no mayor a los 40 mm.

**Tabla 5.** Composición y distribución del tamaño de partícula en los materiales excavados.

Material	Plásticos y otros materiales excavados (% en peso)				Distribución del tamaño de partícula-(% en peso)				
	Plásticos rígidos	Bolsas	Otros	Materiales finos	Total	Diámetro >40 mm	Diámetro 15-40 mm	Diámetro <15 mm	Total
MH*	10.9	13	14	62.1	100	---	---	---	---
MPS*	10.2	11.1	21.3	57.4	100	15.05	24.14	60.82	100

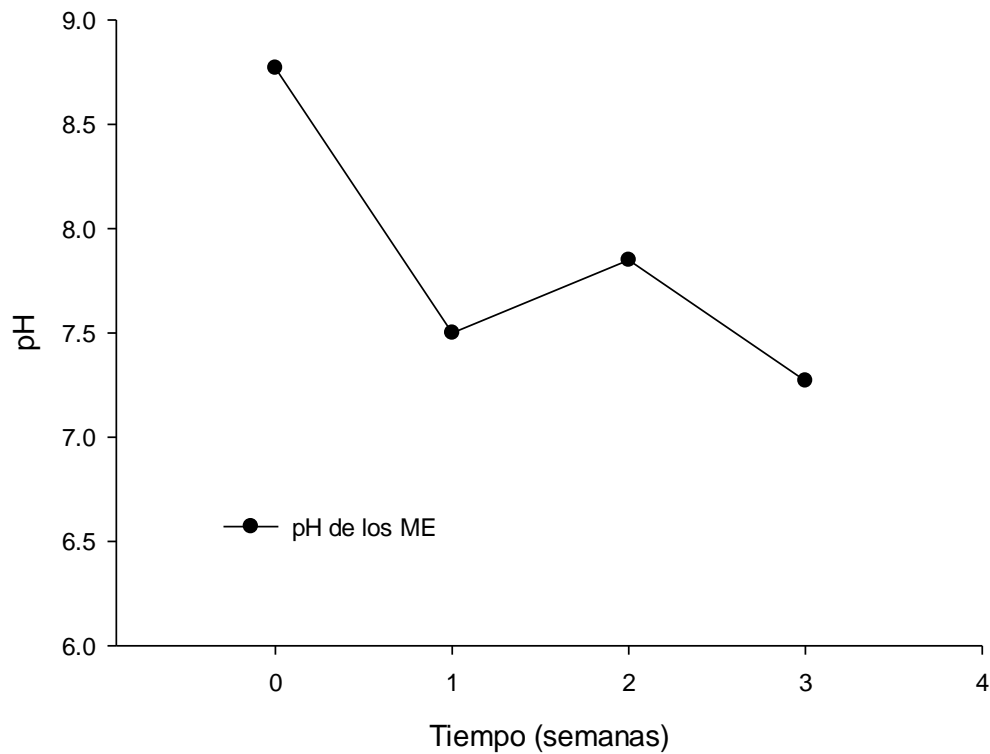
\*MH: *Materiales húmedos*, MPS *Materiales Parcialmente Secos*.

Los sólidos fijos (SF) y sólidos volátiles (SV) en los materiales excavados), se mantuvieron en promedio alrededor del 80 y 19.2%, respectivamente (Figura 5), con valores estables dado que los materiales han alcanzado su mayor grado de degradación, y como consecuencia, la presencia de materia orgánica representada por el contenido de SV fue constante.



**Figura 5.** Comportamiento de la humedad, sólidos fijos y sólidos volátiles de los ME durante el proceso de secado. (■) Sólidos fijos, (◇) Sólidos volátiles, (●) Humedad.

Por otra parte, el pH en los ME durante el proceso de secado (exceptuando la muestra inicial) fue en promedio de 7.54 (Figura 6), valor similar al reportado por Ziyang *et al.* (2015). Estos valores por arriba de la neutralidad pueden ser explicados dado el tipo de lixiviados (maduros) que percolan en los ME.



**Figura 6.** Comportamiento del pH durante el proceso de secado de los ME.

## 6.2. Caracterización del lixiviado en el influente

La calidad promedio resultante de los lixiviados usados para alimentar el sistema BEME se presenta en la Tabla 6.

**Tabla 6.** Caracterización del lixiviado en la alimentación.

Parámetro	Promedio	Rango de concentración
pH	8.58 ± 0.60	6.3-9.6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2,809 ± 1054	1,400-5,060
DQO (mg/L)	4,868 ± 509	3,874-6,486
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	347 ± 108	179-477
DBO <sub>5</sub> /DQO	0.07 ± 0.02	0.04-0.11
Color (Pt-Co)	10,638 ± 1,593	7,150-13,950
SST (mg/L)	0.037 ± 0.017	0.024-0.062
PT (mg/L)	6.9 ± 1.9	4.9-11.2
Cadmio (mg/L)	0.14 ± 0.07	0.1-0.24
Cromo (mg/L)	0.55 ± 0.02	0.53-0.58
Níquel (mg/L)	0.40 ± 0.02	0.38-0.42
Plomo (mg/L)	<0.5	NA
Zinc (mg/L)	<5	NA

\*NA: No apreciable

La relación DBO<sub>5</sub>/DQO también definido como índice de biodegradabilidad (IB), representa la proporción de contaminantes orgánicos biodegradables en el lixiviado. De la Tabla 6, se observa un IB de 0.07, valores de pH superiores a 7 (8.58) y metales pesados que es su mayoría no superan los 2 mg/L, característico de lixiviados viejos (McBean *et al.*, 1995; Renou *et al.*, 2008; Rapti-Caputo *et al.*, 2016; Hashisho *et al.*, 2016; Klimiuk y kulikowska, 2016). Considerando que las muestras fueron tomadas de una laguna destinada para alojar lixiviados frescos, estos resultados revelan que líquidos de diferentes edades se mezclan en esta laguna. Así, el influente utilizado en el sistema BEME tuvo, en general, una baja biodegradabilidad pudiendo clasificarse como un lixiviado maduro.

### 6.3. Caracterización microbiológica

De acuerdo con el análisis microbiológico realizado al material de empaque de los biorreactores, se identificaron 9 especies de microorganismos (Anexo 2), la mayoría de ellos especializados en la degradación y mineralización de compuestos orgánicos. En la Tabla 7 únicamente se muestran las principales especies relacionadas con la remoción de macronutrientes, por ejemplo, *Pseudomonas putida* y *Pseudomonas aeruginosa*, participan en procesos de Nitrificación; en tanto que *Lysinibacillus sphaericus*, *Pseudomonas putida* y *Desulfovibrio vulgaris*, se les atribuyen los mayores procesos de remoción de Fosforo Total. Por otro lado, de acuerdo con la bibliografía consultada (Ganguli y Tripathi, 2002; Klonowska *et al.*, 2008; He *et al.*, 2011), otras especies identificadas tales como *Pseudomonas aeruginosa*, *Lysinibacillus fusiformis*, *Desulfovibrio vulgaris* y *Pseudomonas putida*, son capaces de reducir el Cr (VI) a Cr (III).

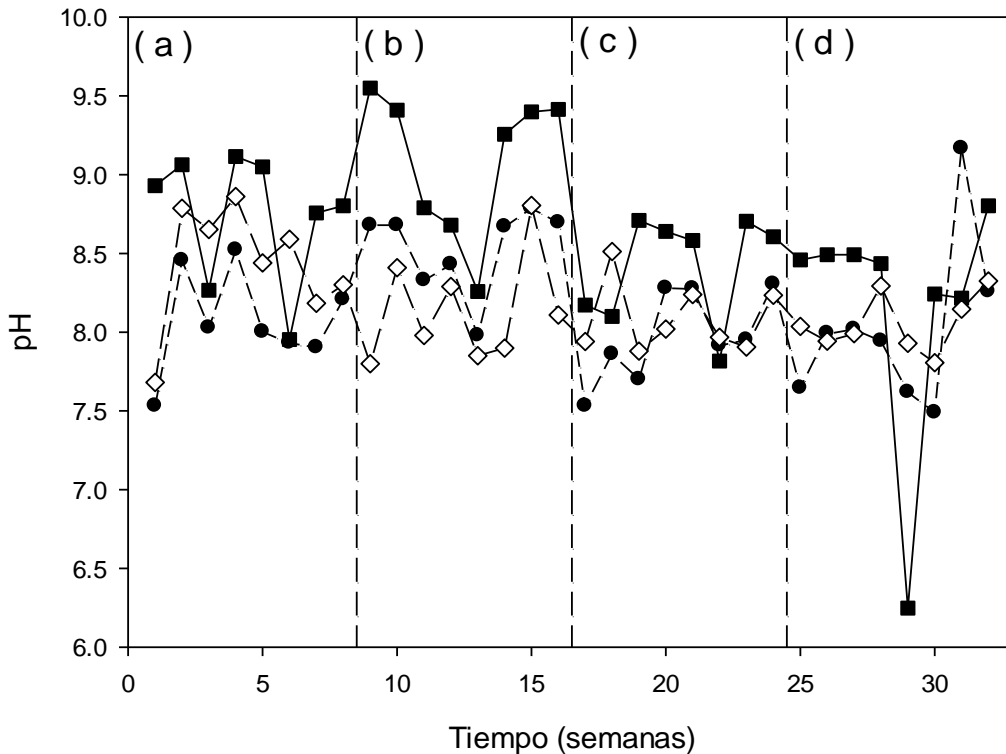
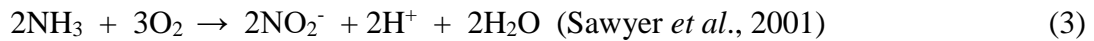
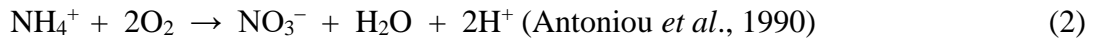
**Tabla 7.** Microorganismos del sistema BEME.

Microorganismo a nivel de especie	Función	Referencia
<i>Acinetobacter sp.</i>	Posible nitrificadora	De Vegasa y Nieves, 2005
<i>Enterobacter sp.</i>	Posible desnitrificadora y reductora de fosfatos	Benslama y Boulahrouf, 2016
<i>Pseudomonas putida</i>	Nitrificadora, Desnitrificadora, reductora de Cr (VI) y Fosfatos.	He <i>et al.</i> , 2011; Mujtaba <i>et al.</i> , 2017
<i>Bacillus thuringiensis</i>	Bioabsorción de Cr	Demir y Arisoy, 2007; Şahin y Öztürk, 2005
<i>Desulfovibrio vulgaris</i>	Reduce Cr (VI) y Fosfatos	Klonowska <i>et al.</i> , 2008
<i>Lysinibacillus sphaericus</i>	Reductora de Fosfatos	Shi <i>et al.</i> , 2015
<i>Lysinibacillus fusiformis</i>	Reduce Cr (VI) a Cr (III)	He <i>et al.</i> , 2011
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Nitrificadora y reduce Cr (VI)	Ganguli y Tripathi, 2002



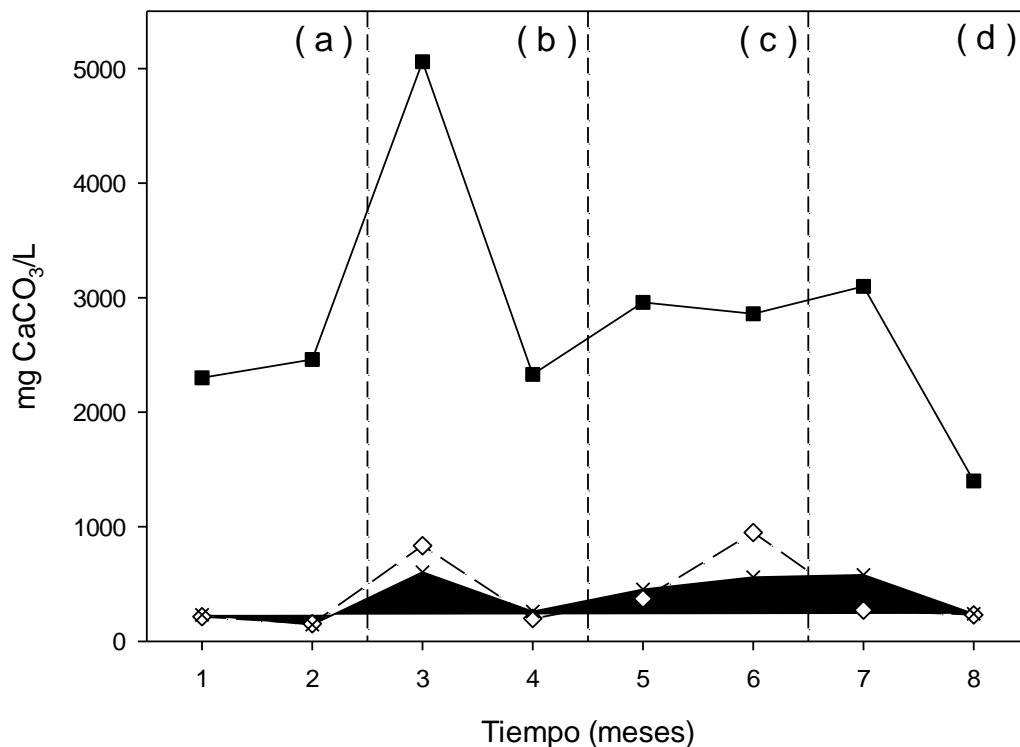
#### 6.4. Tratamiento de lixiviado por medio del sistema BEME en serie

El sistema BEME en serie fue probado con 4 CH: 10, 20, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d. De la Figura 7 se observa que los valores de pH en el influente se encontraron alrededor de 8.6, destacando los registros cercanos a 9.5 obtenidos durante el periodo de alimentación a 20 L/m<sup>3</sup>.d; para los efluentes 1 (E1) y 2 (E2) el valor de pH disminuyó a 8.1 en promedio. Estos ligeros descensos se relacionan con los procesos de degradación biológica, como son los procesos de nitrificación de los contaminantes orgánicos que contribuyen a acidificar el medio (ec 2 y 3). Otra razón de la disminución del pH puede estar relacionada con la hidrólisis del humus presente en los lixiviados y los ME (He *et al.*, 2006).



**Figura 7.** Comportamiento del pH en las corrientes del proceso y en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Dónde: (■) Influyente, (●) Efluente 1 y (◇) Efluente 2.

En lo que respecta al parámetro de alcalinidad, el influente se encontró entre los 1,400-5,060 mg CaCO<sub>3</sub>/L (Figura 8), con una reducción importante en el efluente con registros finales de 145-603 mg CaCO<sub>3</sub>/L, manteniendo un comportamiento estable a lo largo de las CH probadas. Como puede observarse de la Figura 8, la reducción en los valores de alcalinidad se tuvo principalmente en la corriente del E1, lo que refleja que los mayores procesos de degradación biológica de los compuestos orgánicos se presentaron en el biorreactor 1, donde los H<sup>+</sup> generados en la oxidación biológica y los procesos de nitrificación, reaccionaron con las especies de CO<sup>=</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> para contribuir con la reducción de la alcalinidad (Lagoon systems, 2001). Los descensos en la alcalinidad total observados en este estudio también son reportados en otros procesos biológicos por Loukidou y Zouboulis (2001) y Brennan *et al.*, (2017) en el monitoreo de tratamiento de lixiviados de relleno sanitario. Por tanto, dada la liberación de H<sup>+</sup> durante los procesos de degradación biológica, los valores de alcalinidad tenderán a disminuir.

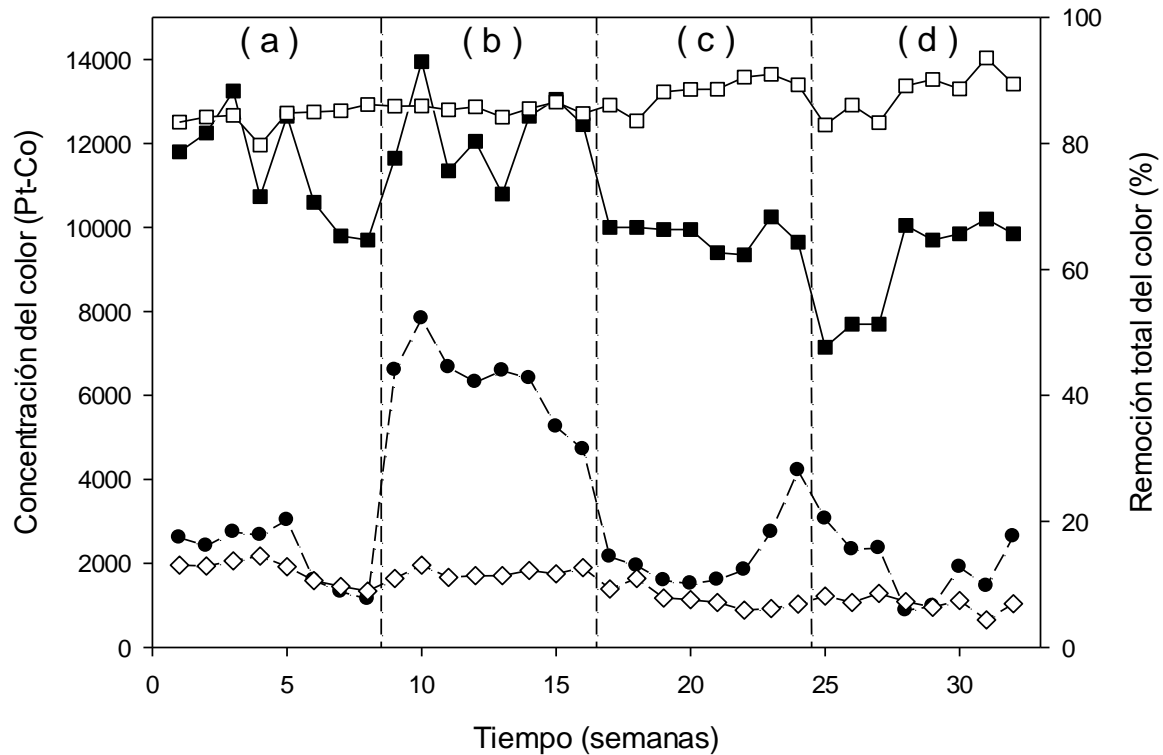


**Figura 8.** Concentración de la Alcalinidad total en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (◇) Efluente 1 y (×) Efluente 2.

### Remoción de contaminantes orgánicos

De la Figura 9, se tiene que los valores de color en el influente estuvieron entre las 8,000 y 12,000 unidades Pt-Co y en E2 entre las 655 y 2,175 unidades Pt-Co. En general el color del influente fue negro y el de E2 fue de una tonalidad amarilla clara y sin olor. En cuanto a la remoción global, para la CH de 10 y 20 L/m<sup>3</sup>.d fueron del orden del 80%, y para la de 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d las remociones promedio fueron mayores (88%), estas diferencias quizás puedan explicarse por las mayores concentraciones de color (alrededor del 25%) que tuvieron los influentes de las CH de 10 y 20 L/m<sup>3</sup>.d. Por otro lado, al analizar las remociones alcanzadas por el primer biorreactor para las diferentes CH, se observan comportamientos similares entre las CH de 10, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d, en el que de acuerdo al análisis de varianza (Anexo 3) no se tienen diferencias significativas entre ellas, no así para la CH de 20 L/m<sup>3</sup>.d donde la remoción total alcanzada fue menor (48% en promedio); las bajas remociones registradas en esta CH podría atribuirse a los altos valores de pH que tuvo el influente ( $9 \pm 0.46$ , Figura 7 para pH), lo anterior porque los procesos biológicos se ven afectados en pHs fuera del intervalo de 6-8, dificultado, o en la mayoría de los casos inhibiendo su crecimiento, debido a la toxicidad de las formas no ionizadas predominantes de los ácidos volátiles a pH menor a 6, y del amoníaco a pH por encima de 8 (Polo y Torrecillas, 2008; Jane Gao *et al.*, 2010; Tadkaew *et al.*, 2010).

En general, el sistema BEME en serie presentó una remoción entre 84 y 88% para las diferentes CH probadas, y de acuerdo con el ANOVA (Anexo 3) no se tuvieron diferencias significativas entre estas, a pesar de las variaciones en carga orgánica y pH en el influente, lo que muestra que un segundo biorreactor tiene la capacidad de compensar efectos de choque que puedan tenerse en el primer biorreactor. Remociones de color, superiores al 80% también son reportadas por Lei *et al.* (2007), Li *et al.* (2010) y Hassan y Xie (2014), quienes trabajaron con sistemas BEME.

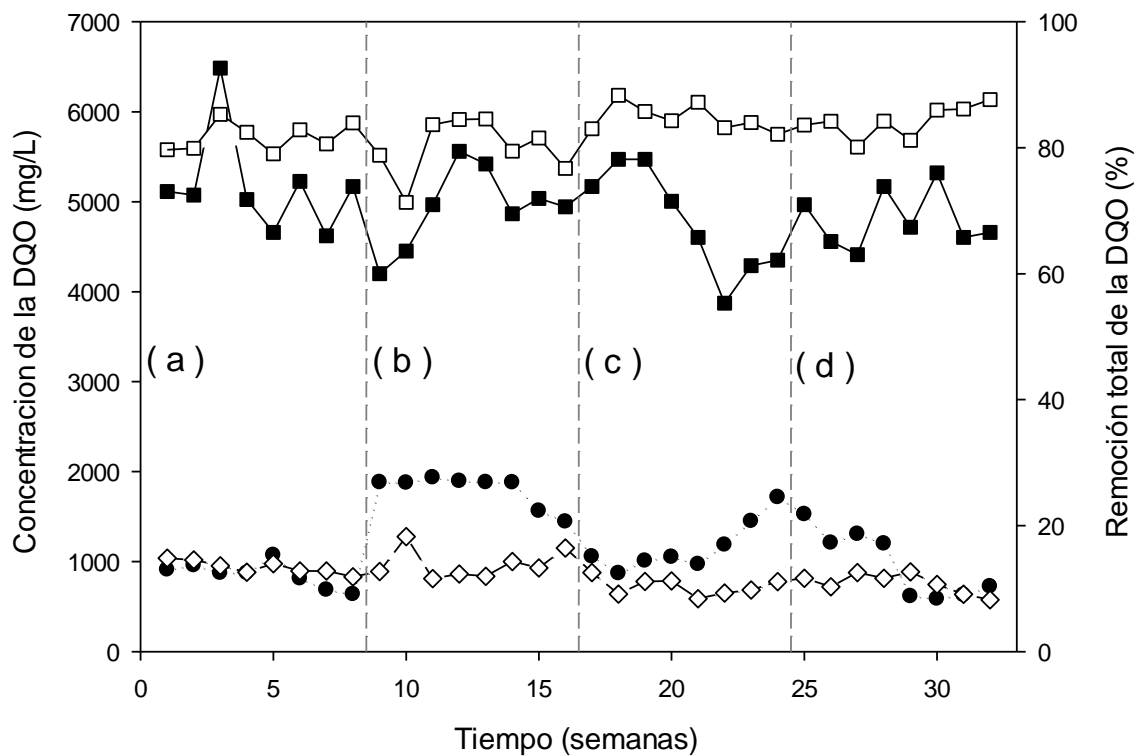


**Figura 9.** Concentración de color en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (●) Efluente 1, (◇) Efluente 2 y (□) Remoción total del color.

Otro parámetro analizado fueron los sólidos suspendidos totales, con una concentración promedio baja en el influente (0.037 mg/L) y con lecturas de cero en el efluente final.

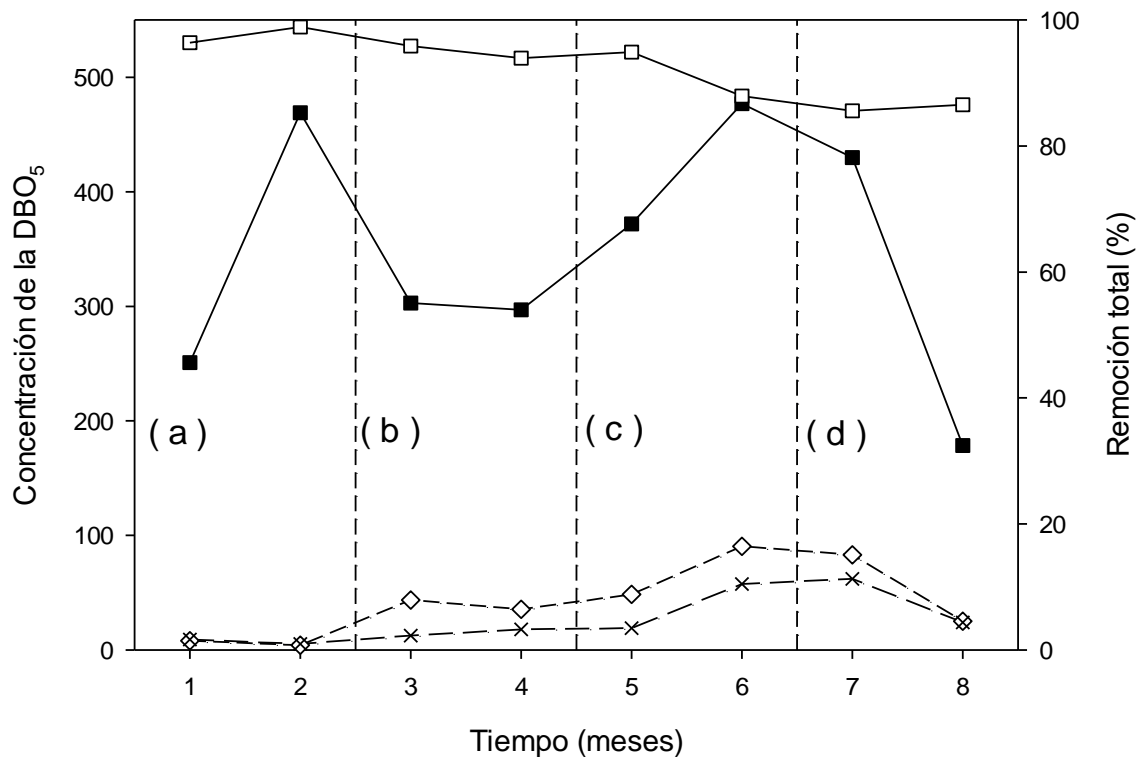
De la Figura 10 se tiene que la concentración de la DQO en el influente fluctúa entre 3,874-6,486 mg/L. Las remociones promedio alcanzadas en la DQO en E1, E2 y la remoción total, fueron de 75, 22 y 83%, respectivamente, lo que denota que la mayor remoción fue efectuada por el primer biorreactor. Estadísticamente el ANOVA (Anexo 4) no mostró diferencias significativas entre los primeros efluentes (E1) con CH de 10, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d, no así para la CH de 20 L/m<sup>3</sup>.d donde las eficiencias fueron menores. A pesar de ello, el sistema BEME en serie registró eficiencias globales similares para las cuatro CH ensayadas, mostrando capacidad para estabilizar las bajas eficiencias que un primer biorreactor pueda tener. Al igual que sucedió con el parámetro de color, las menores eficiencias del primer biorreactor

en la CH de 20 L/m<sup>3</sup>.d, puede ser atribuido a que el lixiviado del influente fue alimentado con altos valores de pH (>9). Por otra parte, los resultados de la Figura 10 muestran que las eficiencias del biorreactor 2 fueron en general bajas, esto como consecuencia de la mayor actividad microbiana registrada en el biorreactor 1, donde el sustrato es más abundante. Los trabajos de Li *et al.* (2009) y Li *et al.* (2010) han documentado comportamientos similares en la remoción de la DQO al usar sistemas BEME en serie, donde es el primer biorreactor el que registra los mayores procesos de degradación y el segundo mantiene una remoción estable.



**Figura 10.** Concentración de la DQO en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (●) Efluente 1, (◇) Efluente 2 y (□) Remoción total de la DQO.

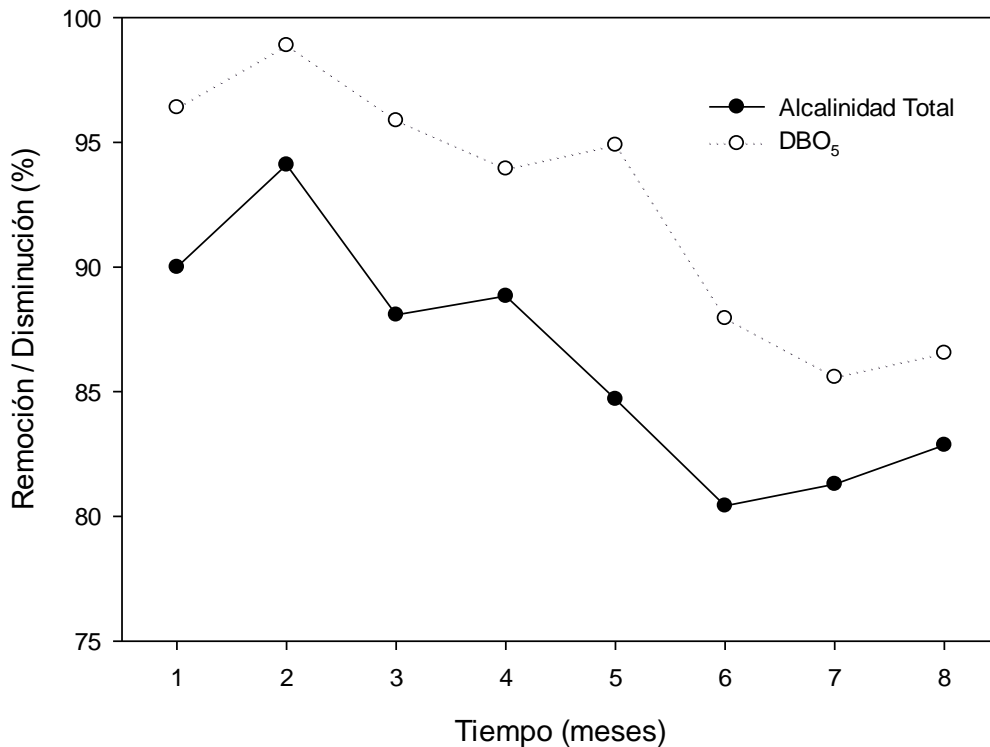
Respecto a la fracción biodegradable (Figura 11), la concentración promedio de la DBO<sub>5</sub> en el influente fue de  $347 \pm 108$ , en E1  $42 \pm 31$  y en E2  $26 \pm 22$  mg/L, correspondiendo a remociones de DBO<sub>5</sub> en E1 y E2 de 88 y 26%, respectivamente, y una remoción total promedio de 92.5%. Después del tratamiento en serie por el sistema BEME, la DBO<sub>5</sub> más baja (5 mg/L) se tuvo en el mes 2 (CH de 10 L/m<sup>3</sup>.d). Estos resultados permiten ver una alta capacidad biológica del sistema. Porcentajes de remoción similares en DBO<sub>5</sub> también han sido documentados en otros estudios (Xie *et al.*, 2012; Hassan y Xie, 2014).



**Figura 11.** Concentración de la DBO<sub>5</sub> en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (◇) Efluente 1, (×) Efluente 2 y (□) Remoción total de la DBO<sub>5</sub>.

El gráfico de la Figura 12 muestra el porcentaje de remoción de la materia orgánica biodegradable (DBO<sub>5</sub>) y la disminución de la Alcalinidad total. Estas curvas parecen denotar que existe una correlación entre ambos parámetros, lo cual puede explicarse por la producción de H<sup>+</sup> intermedios generados durante los procesos de degradación de la materia orgánica, mismos que reaccionan con las especies responsables de la alcalinidad, esto es, a

mayores procesos de degradación de materia orgánica corresponderá una mayor liberación de  $H^+$ , y como consecuencia, menores valores de alcalinidad.



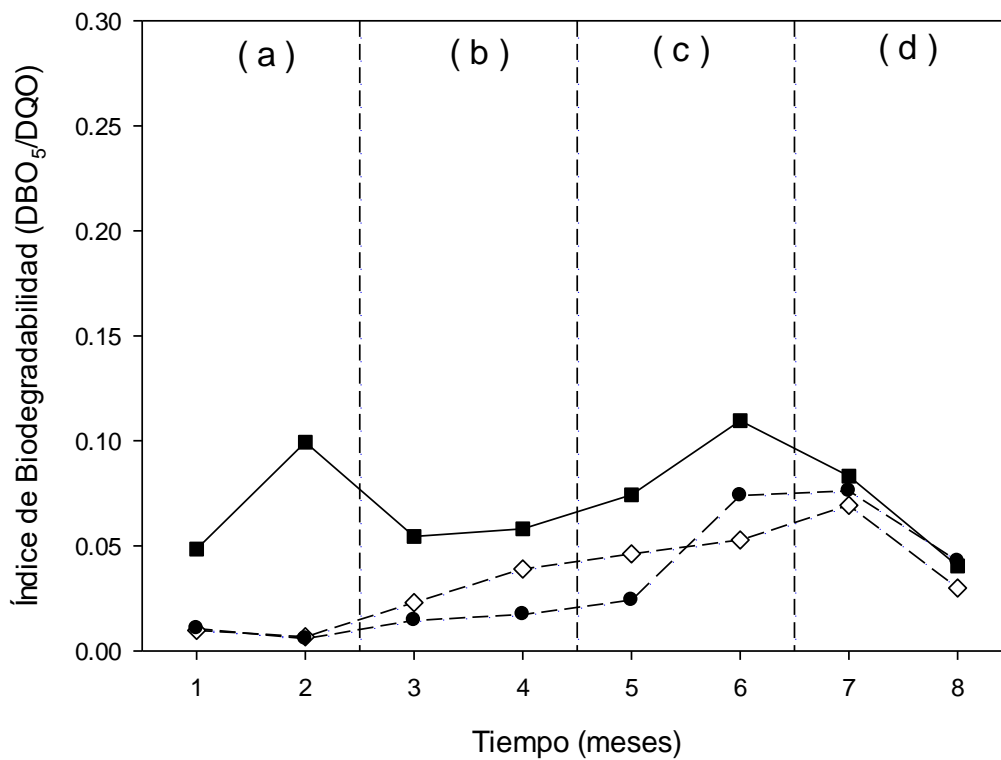
**Figura 12.** Remoción de la DBO<sub>5</sub> y disminución de la Alcalinidad total a lo largo del proceso de monitoreo del sistema BEME en serie.

De la Figura 13, se observa que el IB inicial ( $IB_0$ ) promedio fue de 0.07 lo que sugiere que el lixiviado es bajo en compuestos biodegradables y alto en compuestos orgánicos refractarios tales como sustancias húmicas (Erses *et al.*, 2008), característico de un lixiviado maduro. De acuerdo con lo observado en la Tabla 8, el  $IB_0$  reportado en otros estudios ha fluctuado entre 0.2 y 0.7 (lixiviados de intermedios a jóvenes) y con IB finales ( $IB_f$ ) entre 0.03 y 0.05. En el presente estudio, el  $IB_0$  promedio fue más bajo (0.07), a pesar de ello las eficiencias en materia orgánica biodegradable fueron altas (> 90%) y con  $IB_f$  promedio de 0.03. Esto demuestra que los sistemas BEME también pueden ser eficientes en lixiviados maduros o de baja biodegradabilidad.

**Tabla 8.** Biodegradabilidad inicial y final reportada en sistemas BEME.

Tipo de lixiviado	IB <sub>o</sub>	IB <sub>f</sub>	Sistema aplicado	Referencia
Joven	0.5	0.03	BEME (aerobio)	Erses <i>et al.</i> 2008
Joven	0.7	0.05	BEME (anaerobio)	
Joven	0.5	0.03	BEME en serie	Lei <i>et al.</i> 2007
Intermedio	0.2	0.03	BEME en serie	Li <i>et al.</i> 2010

IB<sub>o</sub>: Índice de biodegradabilidad inicial, IB<sub>f</sub>: Índice de biodegradabilidad final.

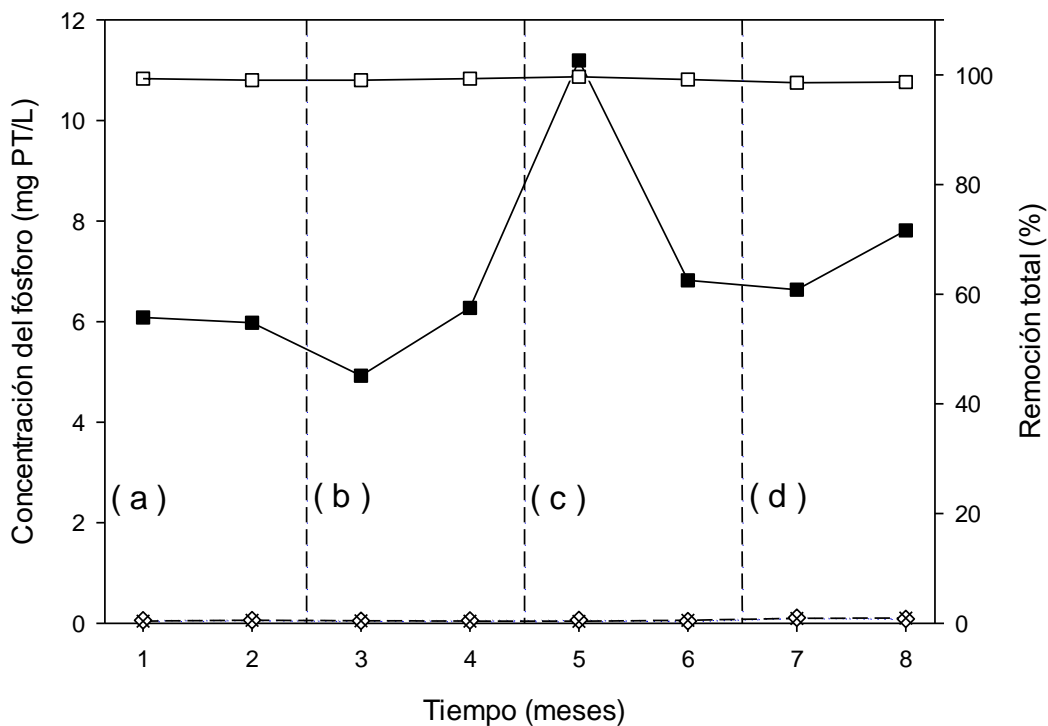


**Figura 13.** Índice de biodegradabilidad en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (●) Efluente 1 y (◇) Efluente 2.

La Figura 14 muestra la eficiencia de remoción del PT de los lixiviados crudos. El sistema BEME en serie alcanzó una remoción total promedio del 99%, independientemente de las fluctuaciones del influente (4.9-11.2 mg/L). Cuando el influente tuvo una concentración de 11.2 mg/L, fue reducido a 0.04 mg/L en E2, lo que en mayor medida expresa remociones estables de P. Por otra parte, en la CH de 50 L/m<sup>3</sup>.d, la concentración del influente se encontró



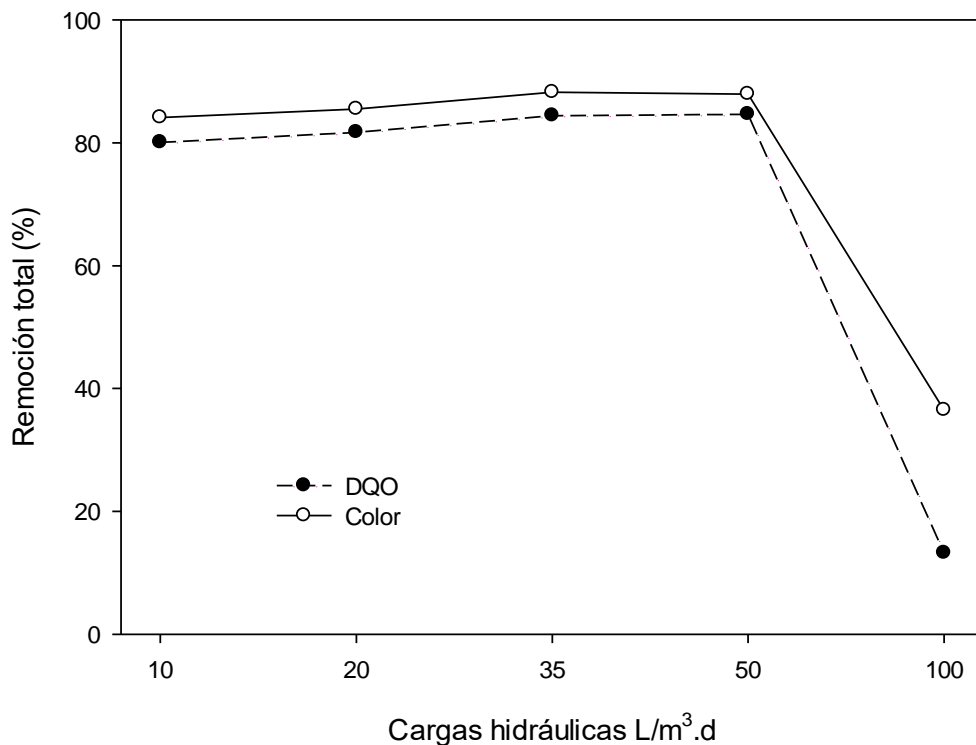
en el rango de 6.6-7.8 mg/L, y se redujo a 0.1 mg/L, alcanzando una remoción total ligeramente menor ( $98.6\% \pm 0.08\%$ ). Además, el biorreactor 1 mostró ser el que mantiene la mayor actividad microbiana, removiendo más del 98% del PT. Las remociones alcanzadas en PT son superiores a las reportadas en otros estudios (96%) en el monitoreo de biorreactores con ME (Xie *et al.*, 2010; Xie *et al.*, 2012). Las altas remociones de PT pueden ser explicadas ante la presencia de consorcios microbianos como *Pseudomonas putida*, *Desulfovibrio vulgaris* y *Lysinibacillus sphaericus*, encontrados en los ME del presente estudio.



**Figura 14.** Concentración de fósforo en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas: (a) 10, (b) 20, (c) 35 y (d) 50 L/m<sup>3</sup>.d. Donde: (■) Influyente, (◇) Efluente 1, (×) Efluente 2 y (□) Remoción total de fósforo.

### Comportamiento del sistema BEME en serie a mayores Cargas hidráulicas

Con la finalidad de probar con una CH mayor, se realizó un ensayo adicional a una CH de 100 L/m<sup>3</sup>.d y se compararon con las cuatro CH iniciales (10, 20, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>.d), monitoreando los parámetros de color y DQO. Los resultados se muestran en la Figura 15, de donde se observa que para las CH iniciales las eficiencias de remoción en ambos parámetros fueron estables y superiores al 80%, no existiendo diferencias significativas entre ellas de acuerdo al ANOVA realizado, sin embargo, para la CH de 100 L/m<sup>3</sup>.d la eficiencia del sistema descendió de manera importante, hasta valores de 20 y 40% en remoción de DQO y color, respectivamente. Estos resultados muestran que el sistema en serie es eficiente con CH de hasta 50 L/m<sup>3</sup>.d, pero no se descarta que el sistema pueda seguir siendo estable a mayores CH del orden de los 60, 70 u 80 L/m<sup>3</sup>.d, para lo cual pruebas adicionales deben ser realizadas.



**Figura 15.** Comportamiento de las diferentes cargas hidráulicas en las corrientes del proceso.

## Remoción de metales pesados

Los metales pesados se encuentran presentes en los lixiviados como micro contaminantes, su posible liberación plantea un serio peligro para el medio ambiente, aguas subterráneas y superficiales, especialmente cuando el sistema de impermeabilización (geomembranas) se encuentra defectuoso o dañado dentro de la infraestructura de un relleno sanitario (Guan *et al.*, 2014). Los metales pesados son un tema de preocupación debido a su no biodegradabilidad, toxicidad y persistencia (Arwidsson *et al.*, 2010; Ravisankar *et al.*, 2015; Etesami, 2018). Dada esta importancia, elementos como Cd, Cr, Ni, Pb y Zn fueron determinados en el estudio y los valores encontrados se muestran en la Tabla 9. La concentración de ellos en el influente fue baja, típica de un lixiviado maduro (<2 mg/L), y los valores encontrados en E1 y E2, variaron muy poco respecto a la concentración inicial, incluso en elementos como Cd y Zn fueron encontrados por debajo del límite de cuantificación. En general, metales pesados como Cd, Ni y Zn estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles (LMP) de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996, excepto el valor de 0.79 mg/L registrado para Cr en la corriente E2 y CH de 20 L/m<sup>3</sup>.d, que fue ligeramente arriba del valor de 0.5 mg/L fijado por la norma. De acuerdo con Wang *et al.* (2012) en sistemas BEME para el tratamiento de aguas residuales, el Cr puede ser removido por procesos de adsorción y de acción microbiológica reductora, de Cr (VI) a Cr (III); este ligero incremento observado podría deberse a una menor capacidad de adsorción del sistema.

Por otro lado, aunque los estados de oxidación de Cr no fueron cuantificados, procesos de reducción en el sistema pudieron tener lugar, considerando que especies como *Bacillus Thuringiensis*, *Desulfovibrio Vulgaris*, *Lysinibacillus Fusiformis*, *Pseudomonas Aeruginosa* y *Streptomyces sp.* fueron identificadas dentro del reactor, las cuales se caracterizan por su acción reductora de Cr (Ganguli y Tripathi, 2002; Klonowska *et al.*, 2008; He *et al.*, 2011; Bonilla *et al.*, 2016). Respecto a las concentraciones de Pb, aunque estuvieron por debajo de los límites de cuantificación (<0.5 mg/L), no puede asegurarse que estuvieron por debajo del LMP (0.2 mg/L) que establece la Norma (NOM-001-SEMARNAT-1996).

**Tabla 9.** Concentración de metales pesados en las corrientes del proceso y su remoción en las diferentes cargas hidráulicas.

Carga hidráulica	Muestra	Cadmio (mg/L)	Cromo (mg/L)	Níquel (mg/L)	Plomo (mg/L)	Zinc (mg/L)
10 L/m <sup>3</sup> .d	*Inf	<LC	0.55	0.38	<LC	<LC
	*E1	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
	*E2	<LC	0.54	0.38	<LC	<LC
20 L/m <sup>3</sup> .d	Inf	0.11	0.53	0.41	<LC	<LC
	E1	<LC	0.13	0.40	<LC	<LC
	E2	<LC	0.79	0.38	<LC	<LC
35 L/m <sup>3</sup> .d	Inf	<LC	0.55	0.42	<LC	<LC
	E1	<LC	0.27	0.43	<LC	<LC
	E2	<LC	0.16	0.41	<LC	<LC
50 L/m <sup>3</sup> .d	Inf	0.24	0.58	0.42	<LC	<LC
	E1	<LC	<LC	0.40	<LC	<LC
	E2	0.21	<LC	0.44	<LC	<LC
<b>Límite de cuantificación (LC)</b>		0.10	0.12	0.31	0.5	5
<b>Límite máximo permisible (NOM-001-SEMARNAT-1996) en mg/L</b>		0.1	0.5	2	0.2	10

\*Inf: Influyente, E1: Efluente del biorreactor 1, E2: Efluente del biorreactor 2, LC: Límite de cuantificación.

### Reactor de sacrificio

Por otro lado, con la finalidad de demostrar que los mayores procesos de remoción de contaminantes orgánicos se lleva a cabo por la actividad microbiológica, un reactor adicional fue monitoreado por espacio de 15 semanas bajo dos CH (20 y 35 L/m<sup>3</sup>.d) teniendo como variable respuesta la DQO. Durante este periodo la remoción promedio de DQO fue de 67%, y a partir de la semana 16 el reactor fue alimentado con una solución de NaHClO al 13%. Después de la semana 16, el reactor nuevamente se alimentó con lixiviados cayendo drásticamente los porcentajes de remoción hasta valores de cero, lo que demuestra que la remoción de la DQO puede ser atribuido a los consorcios microbiológicos presentes, y no necesariamente a los procesos de adsorción o intercepción. Los resultados del monitoreo de este reactor son mostrados en la Figura 16, Anexo 5.

## 7. Conclusiones

- Se caracterizaron los ME con los parámetros de humedad, pH y sólidos volátiles (SV), así como el tamaño de partícula. Los valores constantes de SV mostraron la estabilidad de los materiales, y el porcentaje de material aprovechable para empacar un sistema BEME representó un 50% (<40 mm).
- La baja biodegradabilidad y los altos valores de pH obtenidos en la caracterización de los lixiviados demostraron que el influente fue del tipo maduro.
- Se evaluó un sistema BEME en serie para el tratamiento de lixiviados y se probaron 4 cargas hidráulicas (10, 20, 35 y 50 L/m<sup>3</sup>-d); los porcentajes totales de remoción en DQO, color y DBO<sub>5</sub> fueron en promedio 83, 86 y 93%, respectivamente. De acuerdo al ANOVA realizado entre las diferentes CH, no hubo diferencias significativas. Esto fue observado en los tres parámetros.
- Así mismo, se evaluó la remoción de PT y en todas las CH su remoción fue superior al 98%.
- En cuanto a los metales pesados evaluados (Cd, Cr, Ni, Pb y Zn), todos estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996, con excepción del valor de 0.79 mg/L registrado para Cr en la CH de 20 L/m<sup>3</sup>.d, que fue ligeramente arriba del valor de 0.5 mg/L fijado en esta norma.
- Por otro lado, el sistema BEME en serie demostró ser estable ante posibles cargas de choque, tales como las fluctuaciones por carga orgánica en el influente (DQO de 3,874 a 6,485 mg/L y color de 7,150 a 13,950 unidades Pt-Co), o variaciones en pH (6.25 a 9.55).
- Los resultados encontrados entre el porcentaje de consumo de alcalinidad y el porcentaje de remoción de DBO<sub>5</sub>, parecen mostrar una fuerte relación entre ambos parámetros, lo que permitiría a través de un análisis simple y rápido, poder estimar la remoción de la DBO<sub>5</sub> en sistemas BEME.
- Finalmente, considerando las grandes cantidades de RSU que se generan diariamente, es posible visualizarlo como una tecnología prometedora en el tratamiento de lixiviados y una alternativa sustentable en el manejo de los residuos sólidos.

## 8. Recomendaciones

- Con la finalidad de aprovechar un mayor volumen de material excavado se recomienda realizar ensayos con ME en tamaños <50 y <60 mm.
- La automatización del sistema BEME puede significar un factor importante en su operación, por un lado, puede favorecerse una alimentación más homogénea en el biorreactor y por otra, disminuir el tiempo de interacción entre el operador y el sistema, con lo que se reducen posibles riesgos a la salud de los trabajadores.
- Para el caso de un escalamiento, el sistema BEME en serie es recomendable, dado que disminuye los efectos de choque en el influente y favorece eficiencias de remoción más estables.
- Es necesario monitorear el sistema BEME con periodos mayores a un año a fin de encontrar la vida útil del material de empaque.
- Ante un posible escalamiento, al término de la vida útil del material de empaque, será recomendable alimentar al sistema por una semana con solución de NaHClO para disminuir de manera importante la actividad microbiológica del sistema y poder manejar con mayor seguridad el material de empaque, pudiendo emplearse como material de cubierta en rellenos sanitarios.
- Para corroborar la correlación entre la  $DBO_5$  y la alcalinidad total, es necesario realizar pruebas adicionales o mayores repeticiones a fin de generar una posible ecuación que pueda establecer esta relación. La importancia de relacionar estos parámetros estriba en el hecho de que la  $DBO_5$  es un indicador del comportamiento del contenido de materia orgánica biodegradable y cuya prueba requiere 5 días para su determinación, en tanto que la alcalinidad únicamente de 10-15 minutos. A la fecha, hasta donde la revisión de la literatura fue posible, no existen estudios en sistemas BEME que reporten la relación de estos parámetros.

**Literatura citada**

- Adefemi, O., & Awokunmi, E. (2013). Uptake of heavy metals by tomato (*Lycopersicum esculentus*) grown on soil collected from dumpsites in Ekiti State, South West, Nigeria. *International Journal of Chemistry*, 5(3), 70-75.
- Aguilar, Q., Taboada, P., & Ojeda, S. (2013). Seasonal analysis of the generation and composition of solid waste: potential use-a case study. *Environmental monitoring and assessment*, 185(6), 4633-4645.
- Ahmed, F., & Lan, C. (2012). Treatment al landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41-54.
- Amundsen, P., Staldvik, F., Lukin, A., Kashulin, N., Popova, O., & Reshetnikov, Y. (1997). Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *The Science of the Total Environment*, 201, 211-224.
- André, F., & Cerdá, E. (2006). Gestión de residuos sólidos urbanos: análisis económico y políticas públicas. *Cuadernos económicos de ICE*, 71, 71-91.
- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., & Svoronos, S. (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, 24(1), 97-101.
- Arley Fuentes, L. & Palacio Vaca, J. (2006). Evaluación del sistema alternativo de evaporación forzada de lixiviados el relleno sanitario “Don Juanito” de Villavicencio, Meta: Licenciatura. Universidad de la sallie, Facultad de ingeniería ambiental y sanidad Bogotá D.C.
- Arwidsson, Z., Elgh-Dalgren, K., von Kronhelm, T., Sjöberg, R., Allard, B., & van Hees, P. (2010). Remediation of heavy metal contaminated soil washing residues with amino polycarboxylic acids. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1), 697-704.

- Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H., & Alias, S. (2004). Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter. *Waste management*, 24(4), 353-358.
- Bae, J., Kim, S., & Chang, H. (1997). Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge. *Water Science and Technology*, 36(12), 341-348.
- Benslama, O., & Boulahrouf, A. (2016). High-quality draft genome sequence of *Enterobacter* sp. BispH2, a glyphosate-degrading bacterium isolated from a sandy soil of Biskra, Algeria. *Genomics data*, 8, 61-66.
- Bernache-Pérez, G., Sánchez-Colón, S., Garmendia, A. M., Dávila-Villarreal, A., & Sánchez-Salazar, M. E. (2001). Solid waste characterization study in the Guadalajara Metropolitan Zone, Mexico. *Waste Management & Research*, 19(5), 413-424.
- Berrueta, J., & Castrillón, L. (1992). Anaerobic treatment of leachates in UASB reactors. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 54(1), 33-37.
- Bodzek, M. (1999) *Membrane techniques in wastewater treatment*. In: Goosen MFA, Shayya WH (Ed) *Water management purification and conservation in arid climates*. Technomic Publishing Company, Lancaster-Basel, pp. 121-184.
- Bonilla, J. O., Callegari, E. A., Delfini, C. D., Estevez, M. C., & Villegas, L. B. (2016). Simultaneous chromate and sulfate removal by *Streptomyces* sp. MC1. Changes in intracellular protein profile induced by Cr (VI). *Journal of basic microbiology*, 56(11), 1212-1221.
- Borzacconi, L., Ottonello, G., Castelló, E., Pelaez, H., Gazzola, A., & Viñas, M. (1999). Denitrification in a carbon and nitrogen removal system for leachate treatment: performance of an upflow sludge blanket (USB) reactor. *Water science and technology*, 40(8), 145-151.
- Brennan, R. B., Clifford, E., Devroedt, C., Morrison, L., & Healy, M. G. (2017). Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. *Journal of Environmental Management*, 188, 64-72.



- Broun, R., & Sattler, M. (2016). A comparison of greenhouse gas emissions and potential electricity recovery from conventional and bioreactor landfills. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2664-2673.
- Bryant, M. (1979). Microbial methane production-theoretical aspects. *Journal of Animal Science*, 48(1), 193-201.
- Çeçen, F., & Aktas, O. (2001). Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous-flow reactors. *Water Sa*, 27(2), 177-188.
- Chan, Y., Chong, M., Law, C., & Hassell, D. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(1), 1-18.
- Chengula, A., Lucas, B. K., & Mzula, A. (2015). Assessing the Awareness, Knowledge, Attitude and Practice of the Community towards Solid Waste Disposal and Identifying the Threats and Extent of Bacteria in the Solid Waste Disposal Sites in Morogoro Municipality in Tanzania. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, 5(3), 54-64.
- Chen, S., Sun, D., & Chung, J. S. (2008). Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, 28(2), 339-346.
- Christensen, T., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H., Heron, G., Nielsen, P., Bjerg, P., & Holm, P. (1994). Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), 119-202.
- Cid, A. (2016). *Análisis técnico económico de planta térmica de generación de energía eléctrica a partir de residuos sólidos municipales para Santiago de Chile* (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Demir, A., & Arisoy, M. (2007). Biological and chemical removal of Cr (VI) from waste water: cost and benefit analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1), 275-280.

- Deng, Y, Ezyske C. (2011). Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate. *Water Research*, 45, 6189-6194.
- De Vegasa, E., & Nieves, B. (2005). Acinetobacter spp.: aspectos microbiológicos, clínicos y epidemiológicos. *Rev Soc Ven Microbiol*, 25, 64-71.
- Domínguez, L. (2015) *Optimización de la dosis de Fe<sup>2+</sup> en la remoción de color y materia orgánica en lixiviados maduros mediante el proceso Electro-Fenton* (tesis de pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México.
- El-Fadel, M., & Hashisho, J. (2014). A comparative examination of MBR and SBR performance for the treatment of high-strength landfill leachate. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(9), 1073-1084.
- Erses, A. S., Onay, T. T., & Yenigun, O. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource technology*, 99(13), 5418-5426.
- Etesami, H. (2018). Bacterial mediated alleviation of heavy metal stress and decreased accumulation of metals in plant tissues: Mechanisms and future prospects. *Ecotoxicology and environmental safety*, 147, 175-191.
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., & Lopes, A. (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176, 183-200.
- Foo K, & Hameed B. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 54-60.
- Ganguli, A., & Tripathi, A. (2002). Bioremediation of toxic chromium from electroplating effluent by chromate-reducing Pseudomonas aeruginosa A2Chr in two bioreactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 58(3), 416.
- Gomes, M. J. (2013). Gênero Bacillus spp. *Tópicos em Bacteriologia Veterinária [recurso eletrônico]*. Faculdade de Veterinária (UFRGS), Porto Alegre-RS.

- Gomez, G., Meneses, M., Ballinas, L., & Castells, F. (2008). Characterization of urban solid waste in Chihuahua, Mexico. *Waste Management*, 28(12), 2465-2471.
- Guan, S., Yu, S., & Zhong, S. (2014). Leak marking scheme for construction quality testing of geomembrane liners in landfills. *International Journal of Environmental Research*, 8(2), 447-452.
- Han, Z., Liu, D., Li, Q. (2013). A removal mechanism for organics and nitrogen in treating leachate using a semi-aerobic aged refuse biofilter. *Journal of Environmental Management*, 114, 336-342.
- Hashisho, J., El-Fadel, M., Al-Hindi, M., Salam, D., & Alameddine, I. (2016). Hollow fiber vs. flat sheet MBR for the treatment of high strength stabilized landfill leachate. *Waste Management*, 55, 249-256.
- Hassan, M., & Xie, B. (2014). Use of aged refuse-based bioreactor/biofilter for landfill leachate treatment. *Applied microbiology and biotechnology*, 98(15), 6543-6553.
- Hassan, M., Zhao, Y., & Xie, B. (2016). Employing TiO<sub>2</sub> photocatalysis to deal with landfill leachate: Current status and development. *Chemical Engineering Journal*, 285, 264-275.
- He, M., Li, X., Liu, H., Miller, S., Wang, G., & Rensing, C. (2011). Characterization and genomic analysis of a highly chromate resistant and reducing bacterial strain *Lysinibacillus fusiformis* ZC1. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2), 682-688.
- He, P. J., Xue, J. F., Shao, L. M., Li, G. J., & Lee, D. J. (2006). Dissolved organic matter (DOM) in recycled leachate of bioreactor landfill. *Water Research*, 40(7), 1465-1473.
- Henry, J., Prasad, D., & Young, H. (1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter. *Water Research*, 21(11), 1395-1399.
- Hernández, N. (2012) *Evaluación de un filtro anaerobio de flujo ascendente empacado con desechos plásticos para el tratamiento de lixiviados pretratados* (tesis de pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México.

- Hoilijoki, T., Kettunen, R., & Rintala, J. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Research*, 34(5), 1435-1446.
- Im, J., Woo, H., Choi, M., Han, K., & Kim, C. (2001). Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water research*, 35(10), 2403-2410.
- INEGI. (2010). *Sitios de disposición final*. (2016), de gobierno federal, México Sitio web: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/temas/default.aspx?s=est&c=21385>
- Jane Gao, W., Lin, H., Leung, K., & Liaoa, B. (2010). Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, 45, 1279–1287.
- Jaramillo, J. (2002). Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. *Colombia: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (ops/cepis)*.
- Jokela, J., Kettunen, R., Sormunen, K., & Rintala, J. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, 36(16), 4079-4087.
- Kargi, F., & Pamukoglu, M. (2003). Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation, *Process Biochem.* 38, 1413–1420.
- Kheradmand, S., Karimi-Jashni, A., & Sartaj, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 30(6), 1025-1031.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Critical review. *Environ. Sci. Technol.* 32, 297–336.
- Klimiuk, E., & Kulikowska, D. (2006). Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, 26(10), 1140-1147.

- Klonowska, A., Clark, M., Thieman, S., Giles, B., Wall, J., & Fields, M. (2008). Hexavalent chromium reduction in *Desulfovibrio vulgaris* Hildenborough causes transitory inhibition of sulfate reduction and cell growth. *Applied microbiology and biotechnology*, 78(6), 1007-1016.
- Knight, R., Kadlec, R., & Ohlendorf, H. (1999). The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. *Environmental science & technology*, 33(7), 973-980.
- Kurniawan T, Lo W, Chan G. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, B129, 80-100.
- Lagoon systems. (2001). *Nitrification Basics for Aerated Lagoon Operators*. 18 de mayo del 2017, de State of Maine Sitio web: <http://www.lagoononline.com/ripple.htm>
- Lavagnolo, C., Malagoli, M., Garbo, F., Pivato, A., & Cossu, R. (2016). Lab-scale phytotreatment of old landfill leachate using different energy crops. *Waste Management*, 55, 265-275.
- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., & Wang, W. (2007). Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. *Water Research*, 41(11), 2417-2426.
- Lema, J., Mendez, R., & Blazquez, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3-4), 223-250.
- LGEEPA. (2015). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. 2017, de Cámara de diputados del H. congreso de la unión Sitio web: <http://www.conacyt.mx/cibiogem/images/cibiogem/protocolo/LGEEPA.pdf>
- LGPGIR. (2015). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. 2017, de Cámara de diputados de H. congreso de la unión Sitio web: [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263\\_220515.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_220515.pdf)
- Li. H., Gu, Y., Zhao, Y., & Wen, Z. (2010). Leachate treatment using a demonstration aged refuse biofilter. *Journal of Environmental Sciences*, 22(7), 1116-1122.

- Li, X., & Zhao, Q. (2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*, 44(1), 37-43.
- Li, H., Zhao, Y., Shi, L., & Gu, Y. (2009). Three-stage aged refuse biofilter for the treatment of landfill leachate. *Journal of environmental sciences*, 21, 70-75.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., & Di Pinto, A. (2004). Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, 54(7), 1005-1010.
- Loukidou, M. X., & Zouboulis, A. I. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental pollution*, 111(2), 273-281.
- Lozano-Caballero, G., Bautista-Ramírez, J., Díaz-García, M., Gutiérrez-Hernández, R., Martínez-Salinas, R., & Nájera-Aguilar, H. (2016). Remoción de carga orgánica en lixiviados por medio de un biofiltro empacado con residuos estabilizados. *Innovación más desarrollo*, 12, 9-22.
- Martin, C., Johnson, K., & Moshiri, G. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile County, Alabama. *Water Science and Technology*, 40(3), 67-74.
- Maldonado, L. (2006). The economics of urban solid waste reduction in educational institutions in Mexico: A 3-year experience. *Resources, conservation and recycling*, 48(1), 41-55.
- McBean, E., Rovers, F., & Farquahar, G. (1995). *Solid waste landfill; engineering and design*. New Jersey: Prentice Hall.
- Méndez, R., Castillo, E., Sauri, M., Quintal, C., Giacomán, G., & Jiménez, B. (2005). Physico-chemical treatment of Merida landfill leachate for chemical oxygen demand reduction by coagulation. *Waste management & research*, 23(6), 560-564.
- Metcalf and Eddy, Inc. (1991) *Wastewater engineering: Treatment, disposal, and reuse*. McGraw-Hill, New York, NY, ISBN 0-07-100824-1.

- Miezah, K., Obiri-Danso, K., Kádár, Z., Fei-Baffoe, B., & Mensah, M. Y. (2015). Municipal solid waste characterization and quantification as a measure towards effective waste management in Ghana. *Waste Management*, 46, 15-27.
- Momodu, N., Dimuna, K., & Dimuna, J. (2011). Mitigating the Impact of Solid Wastes in Urban Centers in Nigeria. *Journal of Human Ecology*, 34, 125-133.
- Monje, I., & Orta, M. (2004). Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation–ozonation coupling processes. *Water research*, 38(9), 2359-2367.
- Morales, A. (2012) *Tratamiento de lixiviados del sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Mediante la técnica de “Destilación solar”* (tesis de pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México.
- Morawe, B., Ramteke, D. S., & Vogelpohl, A. (1995). Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34(3), 299-303.
- Moreno, M. (2003). *Toxicología Ambiental: Evaluación de riesgo para la salud humana*. España: McGraw-Hill. Pp. 198-235.
- Mujtaba, G., Rizwan, M., & Lee, K. (2017). Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 49, 145-151.
- National Institutes of Health. (2010). *News in Health*. 2017, de National Institutes of Health  
Sitio web:  
<https://search.nih.gov/search?utf8=%E2%9C%93&affiliate=hip&dc=940&query=salmonella&commit=Go>
- Nedwell, D. B., & Reynolds, P. J. (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. *Water Research*, 30(1), 21-28.
- Novelo, R., Reyes, R., Borges, E., & Riancho, M. (2010). Tratamiento de lixiviados por oxidación Fenton. *Ingeniería e Investigación*, 30(1), 80-85.

- Ogwueleka, T. C. (2013). Survey of household waste composition and quantities in Abuja, Nigeria. *Resources, Conservation and Recycling*, 77, 52-60.
- Ojeda-Benítez, S., & Beraud-Lozano, J. L. (2003). The municipal solid waste cycle in Mexico: final disposal. *Resources, Conservation and Recycling*, 39(3), 239-250.
- Organización Mundial de la Salud. (2016). *Centro de prensa*. 2017, de Organización Mundial de la Salud Sitio web: <https://www.nih.gov/health-information>
- Orhon, D. (1997). *Modeling of activated sludge systems*. CRC Press.
- Orta de Velásquez, M., Rojas-Valencia, M., Yañez, I., & de J Londoño, W. (2006). Alternativa de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en plantas de aguas residuales urbanas. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, 1(1).
- Oulego, P., Collado, S., Laca, A., & Díaz, M. (2016). Impact of leachate composition on the advanced oxidation treatment. *Water Research*, 88, 389-402.
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23(5), 441-446.
- Paranjape, K., Gowariker, V., Krishnamurthy, V., & Gowariker, S. (2014). *The pesticide encyclopedia*. United Kingdom: CPI Group. Pp. 685.
- Park, G., Chu, J., Hong, S., Kwak, Y., Khan, A., Jung, B., & Shin, J. (2014). Complete genome sequence of the caprolactam-degrading bacterium *Pseudomonas mosselii* SJ10 isolated from wastewater of a nylon 6 production plant. *Journal of biotechnology*, 192, 263-264.
- Pérez, I. (2012). *Bacillus cereus* y su papel en las intoxicaciones alimentarias. *Revista Cubana de Salud Pública*, 38(1), 98-108.
- Peters, A. (1998) Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119, 289-293.



- Piatkiewicz, W., Biemacka, E., & Suchecka, T. (2001). A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtration & separation*, 38(6), 22-26.
- Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, B. N., & Kim, S. H. (1996). Hybrid membrane filtration process for leachate treatment. *Water Research*, 30(11), 2691-2706.
- Pokhrel, D., & Viraraghavan, T. (2004). Leachate generation and treatment- A review. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(3), 223-232.
- Polo, J., & Torrecillas, A. (2008). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Valencia, España: Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V. pp. 188.
- Rapti-Caputo, D., & Vaccaro, C. (2006). Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Engineering Geology*, 85(1), 111-121.
- Rautenbach, R., & Mellis, R. (1994). Waste water treatment by a combination of bioreactor and nanofiltration. *Desalination*, 95(2), 171-188.
- Ravisankar, R., Sivakumar, S., Chandrasekaran, A., Kanagasabapathy, K. V., Prasad, M. V. R., & Satapathy, K. K. (2015). Statistical assessment of heavy metal pollution in sediments of east coast of Tamilnadu using Energy Dispersive X-ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF). *Applied Radiation and Isotopes*, 102, 42-47.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468-493.
- Robinson, H., & Maris, P. (1983). The treatment of leachates from domestic wastes in landfills-I: aerobic biological treatment of a medium-strength leachate. *Water Research*, 17(11), 1537-1548.
- Şahin, Y., & Öztürk, A. (2005). Biosorption of chromium (VI) ions from aqueous solution by the bacterium *Bacillus thuringiensis*. *Process Biochemistry*, 40(5), 1895-1901.
- San Pedro-Cedillo, L., Méndez-Novelo, R. I., Rojas-Valencia, M. N., Barceló-Quintal, M., Castillo-Borges, E. R., Sauri-Riancho, M. R., & Marrufo-Gómez, J. M. (2015). Evaluation of adsorption and Fenton-adsorption processes for landfill leachate treatment. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 14(3), 745-755.

- Sawyer, C., McCarty, P., & Parkin, G. (2001). *Química para ingeniería ambiental*. Colombia: McGRAW-HILL. p. 508.
- Schönborn (1986) *Historical developments and ecological fundamentals*. In: Schonborn W (ed) Chapter 1, "Biotechnology", Vol. 8. Rehm H-J, Reed G (ed) Microbial degradation. VCH, Weinheim, New York.
- Schulte, P., Bayer, A., Kuhn, F., Luy, T., & Volkmer, M. (1995). H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe<sup>2+</sup> processes for the oxidation of hazardous wastes. *Ozone science & engineering*. 17, 119-134.
- SEMARNAT. (2012). *Informe del Medio Ambiente*. 2017, de Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Sitio web:  
<http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe15/tema/cap7.html>
- Shi, T., Ge, Y., Zhao, N., Hu, X., & Yuan, Z. (2015). Polyphosphate kinase of *Lysinibacillus sphaericus* and its effects on accumulation of polyphosphate and bacterial growth. *Microbiological research*, 172, 41-47.
- Silva, A., Dezotti, M., & Sant'Anna, G. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207-214.
- Song, L., Shi, L., Zhao, Y., & Li, H. (2011). Novel engineering controls to increase leachate contaminant degradation by refuse: from lab test to in situ engineering application. *Ecological Engineering*, 37(11), 1914-1919.
- Steensen, M. (1997). Chemical oxidation for the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants. *Water Science and Technology*, 35(4), 249-256.
- Stottmeister, U., Wiener, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Müller, R.A., & Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 22 (1-2), 93-117.
- Suidan, M., Schroeder, A., Nath, R., Krishnan, E., & Brenner, R. (1993). Treatment of cercla leachates by carbon-assisted anaerobic fluidized beds. *Wat. Sci. Technol.*, 2, 273-281.

- Suthar, S., & Singh, P. (2015). Household solid waste generation and composition in different family size and socio-economic groups: A case study. *Sustainable Cities and Society*, 14, 56-63.
- Tadkaew, N., Sivakumar M., Khan, S., McDonald, J., & Nghiem, L. (2010). Effect of mixed liquor pH on the removal of trace organic contaminants in a membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 101, 1494–1500.
- Tatsi, A., Zouboulis, A., Matis, K., & Samaras, P. (2003). Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 737-744.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos*. España: McGraw-Hill.
- Timur, H., & Öztürk, I. (1999). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research*, 33(15), 3225-3230.
- Trebouet, D., Schlumpf, J., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001) Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. *Water Research*, 35, 2935-2942.
- Turan, M., Gulsen, H., & Çelik, M. (2005). Treatment of landfill leachate by a combined anaerobic fluidized bed and zeolite column system. *Journal of Environmental Engineering*, 131(5), 815-819.
- Ubaldo, E. (2013) *Evaluación de la remoción de carga orgánica en lixiviados maduros mediante un sistema acoplado: Coagulación-Floculación-Oxidación anódica* (tesis de pregrado). Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México.
- Valkenburg, C., Gerber, M., Walton, C., Jones, S., Thompson, B., & Stevens, D. (2008). Municipal solid waste (MSW) to liquid fuels synthesis, volume 1: Availability of feedstock and technology. *Pacific Northwest National Laboratory*, 30, 2009.
- Van Dijk, L., & Roncken, G. (1997). Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments. *Water Science and Technology*, 35(10), 35-41.

- Villalobos, R., Zúñiga, J., Salgado, E., Schiappacasse, M., & Maggi, R. (2013). Constructed wetlands for domestic wastewater treatment in a Mediterranean climate region in Chile. *Electronic Journal of Biotechnology*, 16(4), 1-13.
- Wang, B., & Shen, Y. (2000). Performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) as a hydrolysis-acidogenesis unit in treating landfill leachate mixed with municipal sewage. *Water science and technology*, 42(12), 115-121.
- Wang, Z., Wu, Z., & Tang, S. (2009). Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor. *Water research*, 43(9), 2504-2512.
- Wang, F., Sun, Y., & Zhou, R. (2012). Experimental study on the treatment of chromium-containing wastewater by aged refuse. *Procedia Environmental Sciences*, 16, 598-605.
- Wang, C., Zhao, Y., Xie, B., Peng, Q., Hassan, M., & Wang, X. (2014). Nitrogen removal pathway of anaerobic ammonium oxidation in on-site aged refuse bioreactor. *Bioresource technology*, 159, 266-271.
- Weber, B., & Holz, F. (1991) *Landfill leachate treatment by reverse osmosis*. In: Tuner MK (Ed), *Effective industrial membrane processes: Benefits and opportunities*. Elsevier Applied Science, London–New York, Pp 143-154.
- Wilson, D. C., Velis, C., & Cheeseman, C. (2006). Role of informal sector recycling in waste management in developing countries. *Habitat international*, 30(4), 797-808.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 4(1), 51-61.
- Xie, B., Lv, Z., Lv, B., & Gu Y. (2010). Treatment of mature land fill leachate by biofilters and fenton oxidation. *Waste Management*, 30, 2108-2112.
- Xie B., Xiong S., Liang S., Hu C., Zhang X. & Lu J. (2012). Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. *Biosource Technology*. 103. 71-77

- Yoo, H. C., Cho, S. H., & Ko, S. O. (2001). Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 36(1), 39-48.
- Zaloum, R., & Abbott, M. (1997). Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. *Water Science and Technology*, 35(1), 207-214.
- Zepeda, F. (1995). El manejo de residuos sólidos municipales en América latina y el Caribe. *Washington, D. C: In OPS Serie Ambiental*. Pp. 7-9.
- Zhao, Y., Li, H., Wu, J., & Gu, G. (2002). Treatment of leachate by aged-refuse-based biofilter. *Journal of Environment Engineering*, 128, 662-668.
- Zhao, Y., & Shao, F. (2004). Use of an aged-refuse biofilter for the treatment of feedlot wastewaters. *Environmental Engineering Science*, 21(3), 349-360.
- Zhao, Y., Lou, Z., Guo, Y., & Xu, G. (2007b). Treatment of sewage using an aged-refuse-based bioreactor. *Journal of Environmental Management*, 88, 32-38.
- Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L., & Li X. (2007a). Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research*, 25, 130-138.
- Ziyang, L., Wang, L., Zhu, N., & Youcai, Z. (2015). Martial recycling from renewable landfill and associated risks: A review. *Chemosphere*, 131, 91-103.
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S., Buelna, G., & Dubé, R. (2016). Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318-326.
- Zurbrügg, C., Gfrerer, M., Ashadi, H., Brenner, W., & Küper, D. (2012). Determinants of sustainability in solid waste management—The Gianyar Waste Recovery Project in Indonesia. *Waste management*, 32(11), 2126-2133.

**Anexos****(Anexo 1)**

El material útil para usar en el biofiltro varía en función del contenido de humedad del material estabilizado. De acuerdo con la siguiente expresión se determinó que el material útil a implementar en el biofiltro es del 38.5% en BH y 54.5% en BS.

$$\text{Material útil} = \frac{(\% \text{ de Material fino}) (100\% - \% \text{ de Humedad})}{(\% \text{ de Material Estabilizado})}$$

Cálculo:

Material útil en MH

$$\frac{(62.1\%) (100\% - 38\%)}{100\%} = 38.5\%$$

Material útil en MPS

$$\frac{(57.4\%) (100\% - 5\%)}{100\%} = 54.5\%$$

## (Anexo 2)

**Tabla 10.** Microorganismos identificados en el sistema BEME.

Microorganismo a nivel de especie	Función	Referencia
<i>Bacillus sp.</i>	Posible nitrificadora	Paranjape <i>et al.</i> , 2014
<i>Acinetobacter sp.</i>	Posible nitrificadora	De Vegasa y Nieves, 2005
<i>Bacillus cereus</i>	Produce encimas como lipasas, proteasas y xilanasas	Pérez, 2012
<i>Bacillus anthracis</i>	Este género tiene un papel importante en el ciclo del carbono y nitrógeno	Gomes, 2013
<i>Pseudomonas mosselii</i>	Puede degradar productos químicos aromáticos, incluidos los compuestos naturales y sintéticos tales como $\epsilon$ -caprolactama, bisfenol y naftaleno	Park <i>et al.</i> , 2014
<i>Enterobacter sp.</i>	Posible desnitrificadora y reductora de fosfatos	Benslama y Boulahrouf, 2016
<i>Pseudomonas putida</i>	Nitrificadora, Desnitrificadora y reductora de Cr (VI) y Fosfatos.	He <i>et al.</i> , 2011; Mujtaba <i>et al.</i> , 2017
<i>Bacillus thuringiensis</i>	Bioabsorción de Cr	Demir y Arisoy, 2007; Şahin y Öztürk, 2005
<i>Desulfovibrio vulgaris</i>	Reduce Cr (VI) y Fosfatos	Klonowska <i>et al.</i> , 2008
<i>Lysinibacillus sphaericus</i>	Reductora de Fosfatos	Shi <i>et al.</i> , 2015
<i>Lysinibacillus fusiformis</i>	Reduce Cr (VI) a Cr (III)	He <i>et al.</i> , 2011
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Nitrificadora y reduce Cr (VI)	Ganguli y Tripathi, 2002

**(Anexo 3)** ANOVA entre las cargas hidráulicas del E1 para la remoción de color**One Way Analysis of Variance****Data source:** ANOVA color**Normality Test (Shapiro-Wilk)** Passed (P = 0.268)**Equal Variance Test:** Passed (P = 0.250)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
10 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	81.025	4.913	1.737
20 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	48.308	8.488	3.001
35 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	77.579	9.317	3.294
50 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	77.122	11.811	4.176

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	3	5569.308	1856.436	23.026	<0.001
Residual	28	2257.445	80.623		
Total	31	7826.753			

The differences in the mean values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = <0.001).

Power of performed test with alpha = 0.050: 1.000

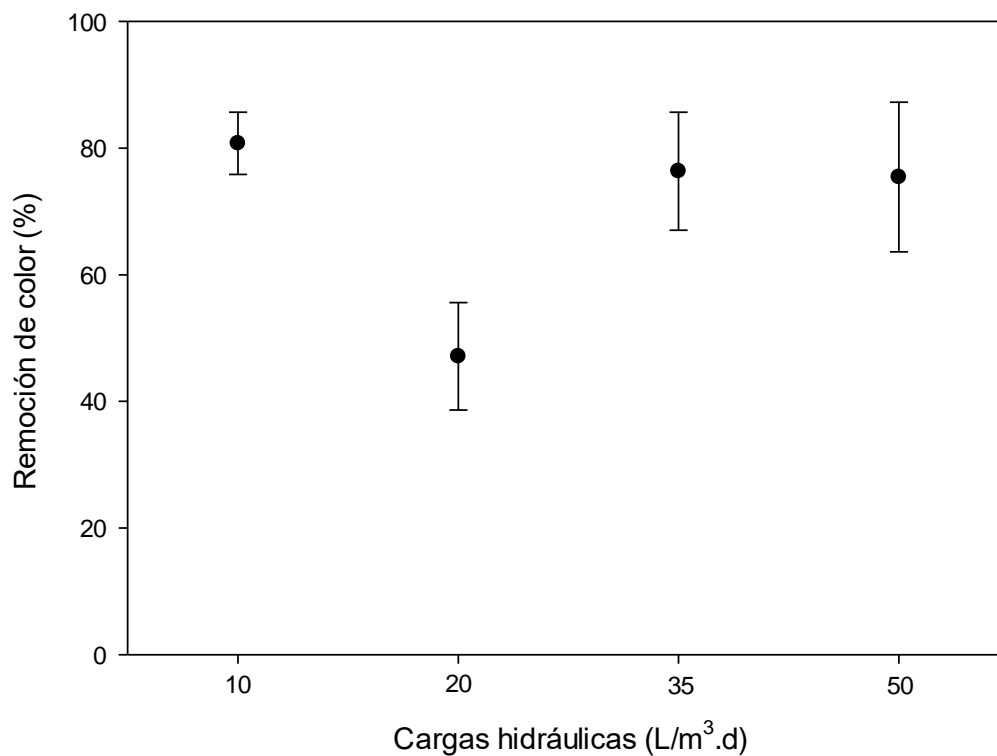
All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Tukey Test):

Comparisons for factor:

Comparison	Diff of Means	p	q	P	P<0.050
10 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	32.716	4	10.306	<0.001	Yes
10 vs. 50 L/m <sup>3</sup> .d	3.902	4	1.229	0.821	No
10 vs. 35 L/m <sup>3</sup> .d	3.446	4	1.086	0.868	Do Not Test
35 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	29.270	4	9.220	<0.001	Yes
35 vs. 50 L/m <sup>3</sup> .d	0.456	4	0.144	1.000	Do Not Test
50 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	28.814	4	9.076	<0.001	Yes



A result of "Do Not Test" occurs for a comparison when no significant difference is found between two means that enclose that comparison. For example, if you had four means sorted in order, and found no difference between means 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d, then you would not test 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 35 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d, but still test 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 10 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 10 L/m<sup>3</sup>.d (50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 35 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d are enclosed by 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d: 50 35 20 11). Note that not testing the enclosed means is a procedural rule, and a result of Do Not Test should be treated as if there is no significant difference between the means, even though one may appear to exist.



**Figura A1.** ANOVA entre las cargas hidráulicas del E1 para la remoción del color.

**(Anexo 4)** ANOVA entre las cargas hidráulicas del E1 para la remoción de la DQO**One Way Analysis of Variance****Data source:** ANOVA DQO**Normality Test (Shapiro-Wilk)** Passed (P = 0.225)**Equal Variance Test:** Passed (P = 0.143)

<b>Group Name</b>	<b>N</b>	<b>Missing</b>	<b>Mean</b>	<b>Std Dev</b>	<b>SEM</b>
10 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	83.362	3.390	1.199
20 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	63.341	5.377	1.901
35 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	74.924	8.401	2.970
50 L/m <sup>3</sup> .d	8	0	79.621	8.001	2.829

<b>Source of Variation</b>	<b>DF</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Between Groups	3	1814.508	604.836	13.825	<0.001
Residual	28	1225.008	43.750		
Total	31	3039.516			

The differences in the mean values among the treatment groups are greater than would be expected by chance; there is a statistically significant difference (P = <0.001).

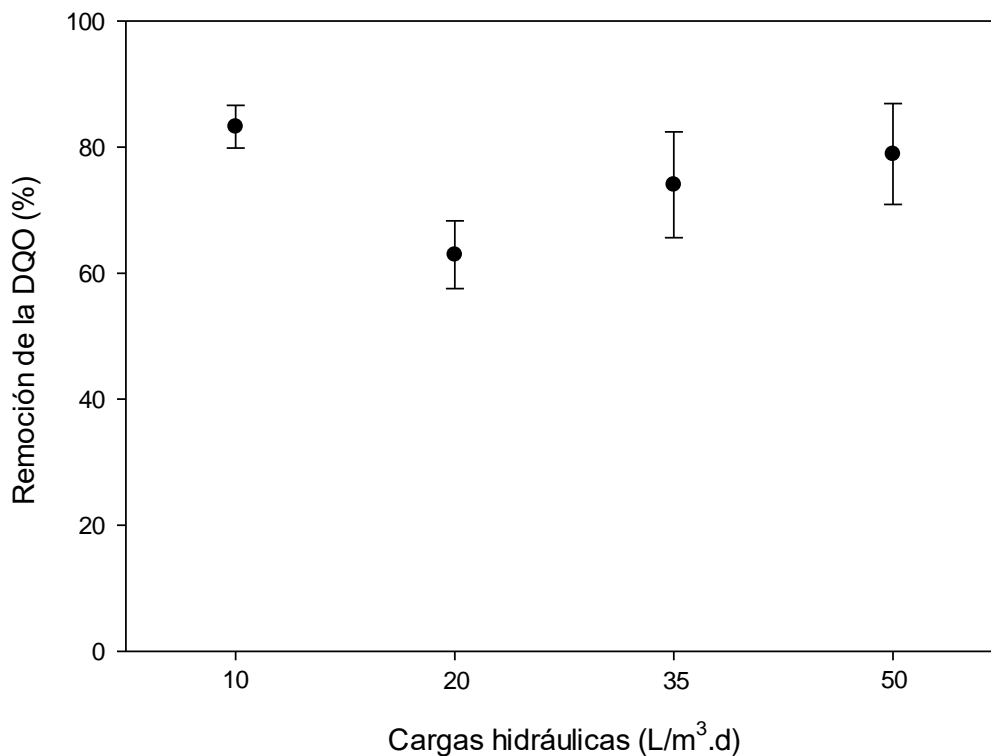
Power of performed test with alpha = 0.050: 1.000

All Pairwise Multiple Comparison Procedures (Tukey Test):

Comparisons for factor:

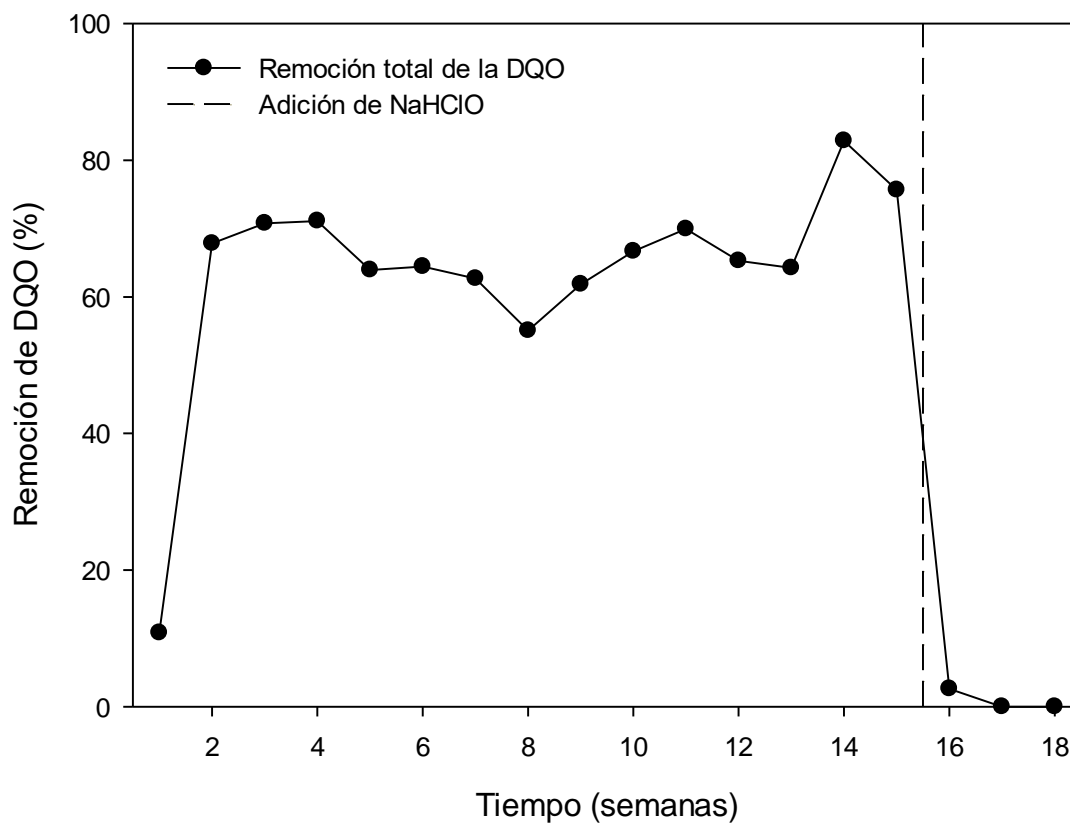
<b>Comparison</b>	<b>Diff of Means</b>	<b>p</b>	<b>q</b>	<b>P</b>	<b>P&lt;0.050</b>
10 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	20.021	4	8.561	<0.001	Yes
10 vs. 35 L/m <sup>3</sup> .d	8.439	4	3.608	0.074	No
10 vs. 50 L/m <sup>3</sup> .d	3.741	4	1.600	0.674	Do Not Test
50 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	16.279	4	6.961	<0.001	Yes
50 vs. 35 L/m <sup>3</sup> .d	4.697	4	2.009	0.498	Do Not Test
35 vs. 20 L/m <sup>3</sup> .d	11.582	4	4.953	0.008	Yes

A result of "Do Not Test" occurs for a comparison when no significant difference is found between two means that enclose that comparison. For example, if you had four means sorted in order, and found no difference between means 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d, then you would not test 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 35 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d, but still test 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 10 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 10 L/m<sup>3</sup>.d (50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 35 L/m<sup>3</sup>.d and 35 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d are enclosed by 50 L/m<sup>3</sup>.d vs. 20 L/m<sup>3</sup>.d: 50 35 20 11). Note that not testing the enclosed means is a procedural rule, and a result of Do Not Test should be treated as if there is no significant difference between the means, even though one may appear to exist.



**Figura A2.** ANOVA entre las cargas hidráulicas del E1 para la remoción de la DQO.

(Anexo 5) Comportamiento de la remoción promedio de la DQO en el biorreactor de sacrificio: Influyente 4,832 mg/L y Efluente 1,524 mg/L.



**Figura 16.** Comportamiento de la remoción de la DQO en el biorreactor de sacrificio. Condiciones de operación:  $CH = 20-35 \text{ L/m}^3 \cdot \text{d}$ ,  $[DQO]_0$  promedio = 4,832 mg/L.