

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias e Ingeniería

Caracterización y análisis del funcionamiento del sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga

Proyecto de Investigación

Laura Jackeline Rivadeneira Betancourt

Trabajo de titulación presentado como requisito
para la obtención del título de Ingeniera Ambiental

Quito, 16 de mayo de 2016

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

COLEGIO DE CIENCIAS E INGENIERÍA

HOJA DE CALIFICACIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN

Caracterización y análisis del funcionamiento del sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga

Laura Jackeline Rivadeneira Betancourt

Calificación:

Nombre del profesor, Título académico

Rodny Peñafiel, Dr. Ing.

Firma del profesor

Quito, 16 de mayo de 2016

Derechos de Autor

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma del estudiante: _____

Nombres y apellidos: Laura Jackeline Rivadeneira Betancourt

Código: 00106660

Cédula de Identidad: 172295088-6

Lugar y fecha: Quito, 16 de mayo de 2016

Tabla de Contenidos

Resumen	7
Introducción.....	9
Descripción del sistema de tratamiento de lixiviados.....	12
Volúmenes y tiempo de residencia hidráulico	13
Materiales y métodos	14
Toma de muestras de lixiviados	14
Métodos analíticos	15
Bioensayos AME	16
Columnas anaeróbicas	16
Resultados y discusión	17
Sistema de tratamiento de lixiviado.....	17
Bioensayos AME.....	25
Generación de metano	29
Conclusiones	30
Agradecimientos	32
Referencias	32

Índice de Tablas

Tabla 1. Datos volumétricos y tiempos de residencia de las diferentes piscinas.....	14
Tabla 2. Puntos muestreados en los diferentes monitoreos	15
Tabla 3. Nomenclatura utilizada para describir la localización de los puntos muestreados mostrados en la Tabla 6	18
Tabla 4. Caracterización de parámetros físico-químicos de las piscinas que integran la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga.	19
Tabla 5 Porcentaje de remoción de los parámetros analizados en cada tratamiento.	20
Tabla 6. Concentraciones de los diferentes parámetros en la alimentación, salida del tratamiento por lechos, permeado y la eficiencia del sistema de tratamiento de lixiviados sin ósmosis inversa VSEP y del proceso de ósmosis inversa VSEP. Junto con los parámetros físico-químicos del efluente de descarga a el Río El Inga comparados con los límites máximos permisibles de descarga a un cuerpo de agua dulce redactados en el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente.	24
Tabla 7. Actividad metanogénica y relación SSV/SST de las diferentes muestras analizadas.	27
Tabla 8. Concentración de DQO_T ($mg L^{-1}$), DQO_S ($mg L^{-1}$) y NH_4^+ ($mg L^{-1}$) en el tiempo de operación de los reactores	28

Índice de Figuras

Figura 1 Diagrama descriptivo del sistema de tratamiento de lixiviados en el Relleno Sanitario El Inga.....	12
Figura 2. Diagrama de sistema a escala laboratorio de tratamiento de lixiviados en columnas anaeróbicas..	17
Figura 3: Remoción de DQO_T , DQO_S y DBO a lo largo de tratamiento.	
Figura 4: Remoción de NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-}	20
Figura 5: Generación acumulada de gas metano de los bioensayos en función del tiempo. Leyenda: (□) inóculo piscina 20 y (Δ) inóculo piscina 9. Las barras de error representan la desviación estándar de los bioensayos por triplicado.	26
Figura 6: Remoción de DQO_T en las columnas anaeróbicas.....	28
Figura 7: Remoción de DQO_S en las columnas anaeróbicas.....	29
Figura 8: Remoción de NH_4^+ en las columnas anaeróbicas.	29
Figura 9: Generación acumulada de CH_4 en los biodigestores en función del tiempo de operación. Leyenda: (Δ) R1, (u) R2 y (□) R3.....	30

Caracterización y Análisis del Funcionamiento del Sistema de Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario El Inga

Laura Rivadeneira-Betancourt¹, Rodney Peñafiel¹

¹Universidad San Francisco de Quito (USFQ), Colegio de Ciencias e Ingeniería, Diego de Robles y Vía Interoceánica, Quito, Ecuador.

Resumen

En el presente estudio se analiza el funcionamiento de la Planta de Tratamiento de lixiviado del Relleno Sanitario El Inga, para lo cual se caracterizaron los efluentes de las diferentes piscinas que componen el sistema de tratamiento de lixiviados del relleno. Así mismo se determinó la eficiencia de remoción de DQO, DBO y nutrientes de los tratamientos de purificación (anaeróbico, aeróbico, aspersión y humedales) que recibe el efluente. Las eficiencias de remoción obtenidas fueron de: DQO 26% anaerobio, 15% aspersión, 30% aerobio y 11% lechos; DBO₅ 51% anaerobio, 50% aspersión, 0% aerobio y 76% lechos; PO₄³⁻ 2% anaerobio, 47% aspersión, 25% aerobio y 67% lechos; NO₃⁻ 45% anaerobio, 20% aspersión, (-) 17 % aerobio y (-) 40% lechos; NH₄⁺ 22% anaerobio, 22% aspersión, 31 % aerobio y 13% lechos. Además, se estudió el tratamiento del lixiviado crudo en columnas anaeróbicas a escala laboratorio utilizando como inóculo lixiviado proveniente de la piscina 20. La actividad metanogénica específica (AME) del inóculo fue de 0,43 gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹. Mientras que el porcentaje de remoción de DQO que se alcanzó en las columnas anaeróbicas fue del 84% y la generación de metano de las columnas fue de 0,26 L d⁻¹.

Palabras Clave: Relleno sanitario, El Inga, lixiviado, actividad metanogénica, metano, columnas anaeróbicas, biodigestores, digestión anaerobia

Abstract

This study analyzed the operation of the leachate treatment plant of El Inga Landfill. For this purpose the effluents of the different lagoons were characterized and the efficiency of these treatments in terms of COD, BOD and nutrient removal in the anaerobic, aerobic, spraying and wetlands processes were calculated. The obtained removal efficiencies were: COD 26% anaerobic, 15% spraying, 30% aerobic and 11% wetlands; BOD₅ 51% anaerobic, 50% spraying, 0% aerobic y 76% wetlands; PO₄³⁻ 2% anaerobic, 47% spraying, 25% aerobic y 67% wetlands; NO₃⁻ 45% anaerobic, 20% spraying, (-) 17 % aerobic y (-) 40% wetlands; NH₄⁺ 22% anaerobic, 22% spraying, 31 % aerobic y 13% wetlands. In addition, the anaerobic treatment of the raw leachate was studied on anaerobic columns at laboratory scale using the leachate from the lagoon 20 as the inoculum. The specific methanogenic activity of this inoculum was 0,43 g COD-CH₄ gVSS⁻¹ d⁻¹. While the percentage of COD removal reached in the anaerobic columns was of 84% and the generation of methane in the columns was 0,26 L d⁻¹.

Keywords: Landfill, El Inga, leachate, methanogenic activity, methane, anaerobic columns, digesters, anaerobic digestion.

Introducción

El Ecuador tiene aproximadamente 14.5 millones de habitantes, de los cuales el 77% tiene acceso al sistema de recolección de residuos sólidos y el 23% restante debe eliminarlos mediante diversos mecanismos como: quema, entierro o depósito en cuerpos de agua [1]. De la cantidad total recolectada de residuos a nivel nacional tan sólo el 28% es eliminada en un relleno sanitario controlado, mientras que el resto es colocado en botaderos a cielo abierto. [2]

En lo que respecta al Distrito Metropolitano de Quito, el manejo de residuos sólidos urbanos se lo realiza a través del Relleno Sanitario de El Inga, mismo que empezó a funcionar desde el año 2003 bajo la administración de Fundación Natura. Desde el año 2010 hasta la actualidad, el relleno sanitario es manejado por la Empresa Pública Metropolitana de Gestión Integral de los Residuos Sólidos (EMGIRS). Además, esta institución coordina la operación de las Estaciones de Transferencia la Forestal y Zámbriza [3].

El relleno sanitario El Inga está compuesto por tres zonas, las cuales fueron construidas durante la administración de CORPCYS y Fundación Natura [4], dos de las cuales (El Inga I (2003-2007) y II (2007-2012)) han completado su etapa de funcionamiento con un total de seis cubetos. Mientras que el tercer sector (El Inga III) puede ser dividido en dos partes, la primera se encuentra en funcionamiento y en la segunda se realizan estudios para la construcción de nuevos cubetos [3]. Para la operación de un cubeto la empresa sigue una serie de pasos. Primero, se debe preparar el sitio en el cual se depositan los residuos urbanos recolectados de ese día, mismos que forman la celda diaria. A continuación se remueve la tierra, se depositan los desechos y se realiza un tendido de los mismos, proceso que consiste en disponer los desechos en capas de 60 cm de espesor mediante maquinaria pesada como tractores o compactadores, impidiendo así la desestabilización de las celdas. Luego se realiza un proceso de cobertura con la tierra que fue extraída en un inicio, formando una capa de 35 cm. Posteriormente, se nivela la celda mediante el uso de una motoniveladora y un rodillo compactador. Finalmente, cuando las celdas diarias alcanzan una altura de 5 m se procede a crear una terraza, la cual posee una cobertura final de 50 cm y es altamente estable. En lo que respecta a la construcción de cubetos, EMGIRS realiza estudios preliminares de las características geológicas del suelo y la presencia de aguas subterráneas. En la

etapa de construcción se usa geomembranas y tuberías para impedir la infiltración y facilitar el transporte de lixiviados y biogás para su posterior tratamiento [3]

En relación al biogás, este es extraído mediante bombas de vacío y transportado por tuberías a un incinerador en donde se combustiona el metano, siendo liberado al ambiente como dióxido de carbono. En lo que respecta al tratamiento de lixiviados, estos son direccionados hacia piscinas (cuyos fondos están revestidos con geomembrana para evitar infiltraciones) que poseen dos funciones: almacenamiento y tratamiento. Este tratamiento a su vez, puede ser de tipo anaeróbico, aeróbico o aspersión. Dichas piscinas son conocidas como lagunas de estabilización, en las cuales se promueve el tratamiento de contaminantes a través de microorganismos. A su vez, estos microorganismos están influenciados por las condiciones ambientales del lugar, tales como: temperatura y velocidad del viento [5]. Por otro lado, esta metodología posee varias ventajas entre ellas: fácil operación, no se necesita de personal altamente capacitado, bajo requerimiento energético, baja generación de lodos (tratamiento anaeróbico) y poco mantenimiento [6]. En las lagunas anaerobias se descompone la materia orgánica en ausencia de oxígeno [14]. Mientras que en el proceso aeróbico se elimina la materia orgánica remanente suministrando oxígeno [14]. Dicho tratamiento está compuesto por piscinas y por un reactor biológico de membrana [3]. En el cual se promueve la degradación de compuestos presentes en el lixiviado y la separación del licor mezcla [27]. Además, en algunas de estas piscinas se promueve el tratamiento por aspersión para eliminar compuestos orgánicos volátiles (VOC). Aunque hay que tomar en cuenta que este proceso puede generar problemas de salud pública, a través de la volatilización de compuestos peligrosos presentes el lixiviado, y ambientales, ya que genera aerosoles [28]. Luego del tratamiento en las piscinas, los lixiviados pasan por un lecho filtrante con plantas o humedal artificial [3]. En esta etapa se promueve la fitodepuración del efluente a través del uso de plantas macrófitas, las cuales se encargan de eliminar los compuestos que no fueron transformados en las etapas anteriores [6]. Finalmente, el lixiviado recibe un tratamiento físico a través del uso de filtros de osmosis inversa por vibración,

Vibratory Shear Enhanced Processing (VSEP) la cual es utilizada para separar cualquier impureza remanente del proceso de tratamiento [7].

Debido a las altas concentraciones de contaminantes que posee el efluente, una digestión anaerobia de lixiviados es conveniente para reducir los altos valores de DQO [8]. Contrario a los procesos aeróbicos, la digestión anaeróbica consume poca energía y produce mínimas cantidades de sólidos. Además, producto de las reacciones anaeróbicas se genera biogás (mezcla CO_2 y CH_4), el cual puede ser utilizado como una fuente energética [9]. Este proceso consta de cuatro etapas microbiológicas consecutivas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, mismas que se encuentran catalizadas por enzimas bacterianas [10]. En la etapa hidrolítica, los compuestos orgánicos complejos son transformados en moléculas de bajo peso molecular, solubles y fácilmente degradables [10]. En la acidogénesis, los compuestos producidos en la etapa anterior son convertidos en ácidos grasos volátiles (ácido acético, propiónico, butírico y valérico). En la acetogénesis, el ácido acético generado puede ser transformado en hidrógeno y dióxido de carbono o ser un precursor metanogénico, es decir se convierte directamente en metano y dióxido de carbono. Por último, en la fase metanogénica los productos de etapas posteriores son convertidos en CO_2 y CH_4 [10].

Debido a que el metano es uno de los productos finales de este proceso, es importante su tratamiento ya que es un gas de efecto invernadero que posee un potencial de calentamiento global 21 veces mayor que el del dióxido de carbono [11]. Por este motivo es necesario tratarlo antes de liberarlo a la atmósfera, siendo la combustión uno de los procesos más usados [5].

Una de las técnicas utilizadas actualmente para el pre-tratamiento de lixiviado debido a sus altas cargas de contaminantes son los reactores anaerobios [37]. Específicamente el reactor de flujo ascendente y manto de lodos (UASB por sus siglas en inglés) [35] y el reactor de flujo pistón. Este reactor de flujo pistón tiene como principal característica la remoción progresiva de materia orgánica creando gradientes de concentración a lo largo de la altura de la columna [36]. Por otro lado, cuenta con un material de soporte cuyo objetivo es la fijación de la biomasa [36]. Esto a su vez, promueve que el tiempo de retención hidráulica sea menor sin alterar los tiempos de retención celular [36].

El objetivo del presente estudio es caracterizar el lixiviado en cada una de las fases del tratamiento, evaluar el funcionamiento hidráulico del sistema y de esta manera entender los diferentes procesos de estabilización y purificación de lixiviado proveniente de El Relleno Sanitario de El Inga mediante la implementación de columnas anaerobias a escala laboratorio cuyo operación es similar a un reactor de flujo pistón.

Descripción del sistema de tratamiento de lixiviados

En la Figura 1 se puede observar un diagrama de bloques del sistema de tratamiento lixiviados en el Relleno Sanitario El Inga. Este sistema se encuentra conformado por diferentes tipos de procesos, tales como: almacenamiento, tratamiento anaerobio, tratamiento aerobio, aspersión, lecho filtrante y VSEP. Además, el sistema cuenta con un Reactor Biológico de Membrana (MBR por sus siglas en inglés) el cual no fue incluido en el análisis debido a que esta no se encontraba en operación durante el período de muestreo. Dicho reactor se encuentra luego de las piscinas 14/15.

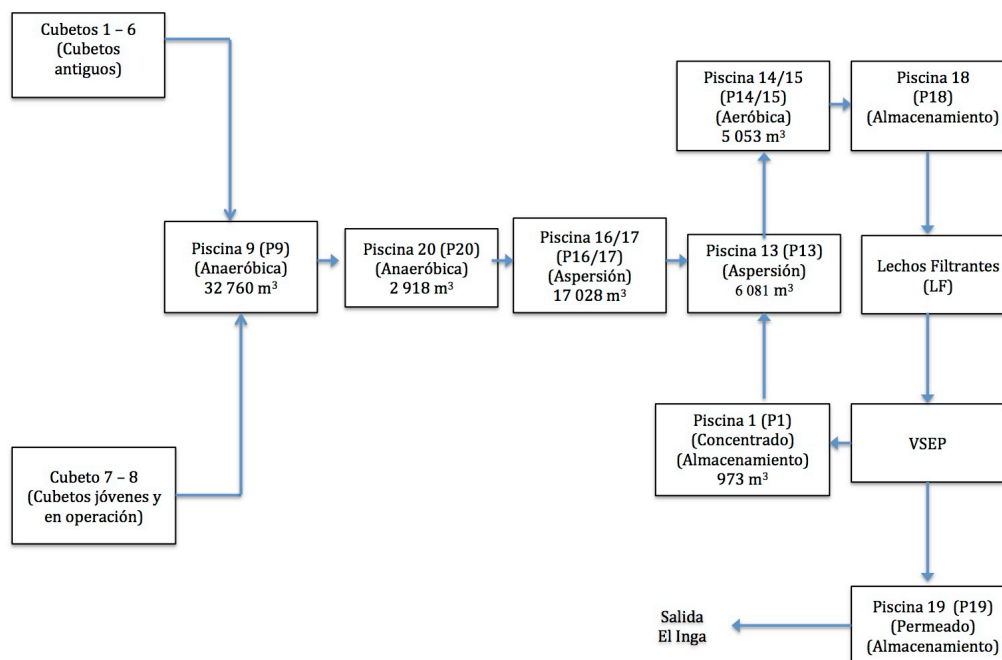


Figura 1 Diagrama descriptivo del sistema de tratamiento de lixiviados en el Relleno Sanitario El Inga.

En la Figura 1 se indica el tratamiento del efluente para su depuración y el volumen de cada una de las piscinas del sistema. El proceso inicia con la salida del lixiviado de los cubetos, el cual es recolectado en la laguna 9 en donde se realiza un tratamiento anaeróbico. Luego, por medio del uso de bombas, el efluente se traslada a la piscina 20, la cual continúa con el tratamiento anaeróbico. Seguidamente, el lixiviado se bombea hacia las piscinas 16, 17 y 13 en las cuales se realiza la aspersion del lixiviado. Posteriormente, el efluente es direccionado hacia el tratamiento aeróbico en las lagunas 14 y 15, en las cuales se realiza aireación superficial del líquido. Después, el lixiviado es bombeado hacia la piscina 18, de donde pasa al proceso de lechos filtrantes. Finalmente, el efluente es tratado en un sistema de separación física en base de ósmosis inversa vibratoria, VSEP. Es importante indicar que este sistema no destruye los contaminantes sino que únicamente los separa, por lo que se obtienen dos efluentes, el permeado y el concentrado. El permeado posee un caudal de $298 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ que es descargado en el río El Inga, mientras que el concentrado tiene un caudal de $648 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ y es almacenado en la piscina 1 para ser reingresado en el sistema a través de la piscina 13.

Volúmenes y tiempo de residencia hidráulico

En la Tabla 1 se presentan los volúmenes de la cota superior y el volumen actual. Los tiempos de residencia mostrados en la tabla fueron calculados tomando en cuenta el volumen de la cota máxima de cada una de las lagunas y un flujo de entrada de $740 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Del cual $40 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ corresponden a los cubetos 1-6 y $700 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ a los cubetos 7-8. En base a estos datos el tiempo de residencia máximo del tratamiento es de 88 días (sin tomar en cuenta los lechos filtrantes ni el proceso VSEP).

Tabla 1. Datos volumétricos y tiempos de residencia de las diferentes piscinas

Piscina	Volumen, m³ Cota superior	Volumen actual, m³	Tiempo máximo de residencia, d
P9	32759	13447	44
P20	2918	1913	4
P16/17	17028	9295	23
P13	6081	4160	8
P14	3876	3000	5
P15	1177	885	2
P1	973	494	1

Materiales y métodos

Toma de muestras de lixiviados

Las muestras provienen de los efluentes de salida de los cubetos, piscinas de tratamiento anaeróbico, aeróbico, aspersión, lecho filtrante, VSEP y almacenamiento de la planta de tratamiento de lixiviados del Relleno Sanitario El Inga. Se realizaron cinco muestreos entre los meses de mayo y noviembre del año 2015. El primer muestreo se llevó a cabo el 21 de mayo, el segundo el 2 de julio, el tercero el 17 de agosto, el cuarto el 18 de septiembre y el quinto el 20 de noviembre. En el primer y segundo monitoreo se analizaron muestras provenientes de la salida de los cubetos y de cada una de las lagunas, tanto del afluente como del efluente. En los siguientes muestreos se recogieron muestras únicamente de lagunas donde ocurre tratamiento anaeróbico, mismas que fueron utilizadas para la instalación de columnas anaerobias a escala laboratorio. Estas columnas funcionan como un reactor tubular de flujo pistón (RTFP), mismo que permite que todos los elementos del fluido tengan un mismo tiempo de residencia ya que no existe mezcla en dirección axial [30]. Los puntos muestreados en cada monitoreo se encuentran detallados en la Tabla 2, mismos que fueron colectados a la entrada, medio o salida de cada una de las piscinas

analizadas. Se tomaron muestras simples en botellas ámbar de un litro las cuales fueron refrigeradas a 4°C durante el transporte al laboratorio y hasta su correspondiente análisis .

Tabla 2. Puntos muestreados en los diferentes monitoreos

Monitoreo 1	Monitoreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4	Muestreo 5
Cubeto 7 – 8	Cubeto 7 - 8	Cubeto 7 - 8	Cubeto 7 - 8	Cubeto 7 - 8
Cubeto 1 – 6	Cubeto 1 - 6	Cubeto 1 - 6	Cubeto 1 - 6	Cubeto 1 - 6
P 9 medio	P 9 medio	P 9 medio	-	-
P 9 salida	P 9 salida	-	-	-
P 20 medio	P 20 medio	P 20 medio	P 20 medio	P 20 medio
P 16/17 entrada	P 16/17 entrada	-	-	-
P 16/17 salida	P 16/17 salida	-	-	-
P 14 medio	P 14 medio	-	-	-
P 14 salida	P 14 salida	-	-	-
P 15 medio	P 15 medio	-	-	-
P 15 salida	P 15 salida	-	-	-
P 18 salida	P 18 salida	-	-	-
Lechos salida	Lechos salida	-	-	-
P 13 entrada	-	-	-	-
P 19 salida	-	-	-	-
P 1 entrada	P 1 entrada	P 1 entrada	P 1 entrada	P 1 entrada

Los parámetros analizados en los diferentes monitoreos fueron los siguientes: pH (todos los muestreos), conductividad (muestreo 2,3,4,5), demanda química de oxígeno total (todos los muestreos), demanda química de oxígeno soluble (todos los muestreos), demanda biológica de oxígeno (muestreo 1,2,3), sólidos totales (todos los muestreos), sólidos totales volátiles (todos los muestreos), sólidos suspendidos totales (todos los muestreos), sólidos suspendidos volátiles (muestreo 2,3,4,5), amonio (todos los muestreos), nitrato (muestreo 1,2,3,4), fosfato (muestreo 1,2), sulfato (muestreo 1,2) y sulfuro (muestreo 1,2).

Métodos analíticos

Las técnicas analíticas utilizadas para realizar las mediciones fueron llevadas a cabo acorde con los protocolos del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ (LIA-USFQ), los cuales se basan en las técnicas del *Standard Methods* de la AWWA. En este estudio se

efectuó la caracterización físico-química del lixiviado de las piscinas que comprenden el sistema de tratamiento. Los parámetros que se evaluaron fueron: conductividad, pH, demanda química de oxígeno total (DQO_T) y demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), demanda biológica de oxígeno (DBO), fosfato (PO_4^{3-}), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), sulfuro (S^{2-}), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Bioensayos AME

El bioensayo AME se realizó a través de la técnica de desplazamiento de líquido descrito en el “Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales” realizado por Garzón et al. [29].

Columnas anaeróbicas

Se instalaron tres columnas con capacidad de cuatro litros cada una. Estas fueron construidos con láminas de PMMA (polimetilmetaacrilato) de 3 mm de espesor y las medidas de las columnas fueron de 60 cm de alto por 10 cm de diámetro. Además, se agregó como material de soporte, para favorecer la acumulación de microorganismos, una malla plástica cilíndrica hueca de 9,5 cm de diámetro y 15 cm de altura que a su vez contiene 15 cilindros del mismo material con medidas de 2,5 cm de diámetro por 15 cm de altura. El tamaño de poro de esta malla es de 1 mm. El funcionamiento de las columnas anaeróbicas arrancó con el llenado de una mezcla 90% medio basal mineral de acetato con una composición similar a la del ensayo AME [29] y 10% de inóculo proveniente de la piscina 20. En la Figura 2 se observa el diagrama del sistema.

El tiempo de estabilización de estas tres columnas anaeróbicas fue de 34 días, luego del cual se inició la alimentación. Esta alimentación consistió de una mezcla de 90% medio

basal mineral de acetato y 10% de inóculo proveniente de la piscina 20. El caudal de alimentación fue de 300 mL d^{-1} , con tiempo de residencia en cada columna anaeróbica de 13 días.

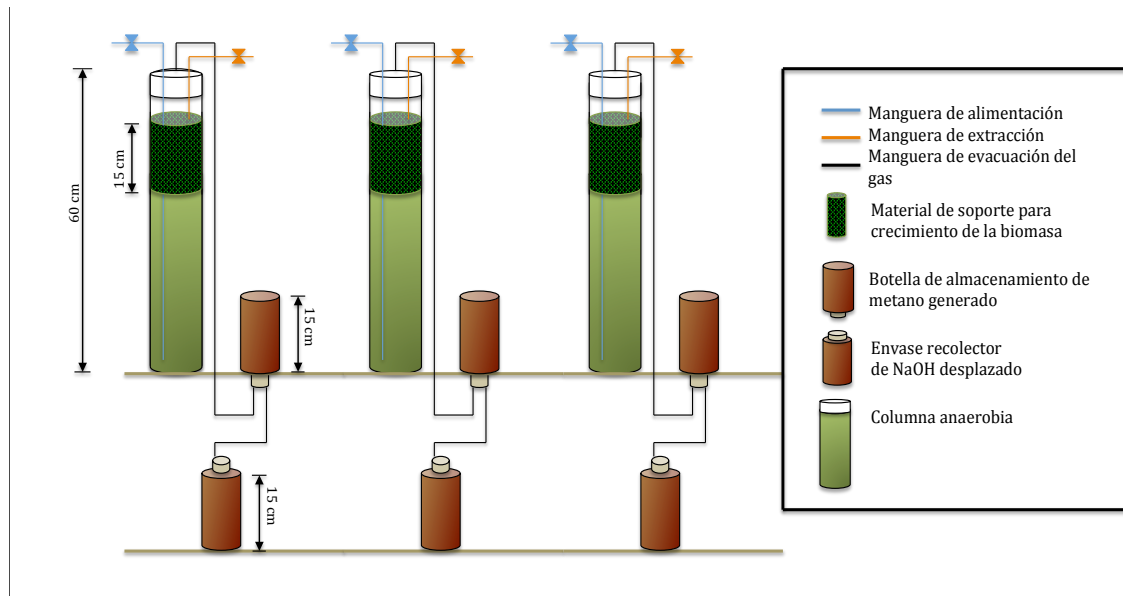


Figura 2. Diagrama de sistema a escala laboratorio de tratamiento de lixiviados en columnas anaeróbicas

Resultados y discusión

Sistema de tratamiento de lixiviado

En la Tabla 3 se observa la nomenclatura utilizada a lo largo del documento. En la Tabla 4 se describen los datos promedio de la composición de las muestras de lixiviado de las diferentes piscinas. Para este promedio, se aplicó el Test Q y se descartó el muestreo 2 [31]. Seguidamente, en la Tabla 5 se muestran las eficiencias de remoción de los diferentes tratamientos. Además, en las Figuras 3 y 4 se observa la disminución de la concentración a lo largo del tratamiento de los diferentes parámetros analizados.

Tabla 3. Nomenclatura utilizada para describir la localización de los puntos muestreados mostrados en la Tabla 6

Nomenclatura	Localización
A	Alimentación: 0.35 (salida cubetos 1-6)+ 0.65(salida cubetos 7-8)
C 1-6	Cubetos 1 – 6
C 7 - 8	Cubetos 7 – 8
P9M	Piscina 9 medio
P9S	Piscina 9 salida
P20M	Piscina 20 Medio
P16/17E	Piscina 16/17 entrada
P16/17S	Piscina 16/17 Salida
P14/15E	Piscina 14/15 Entrada
LE	Lechos entrada
LS	Lechos salida
P1	Concentrado
P19	Permeado

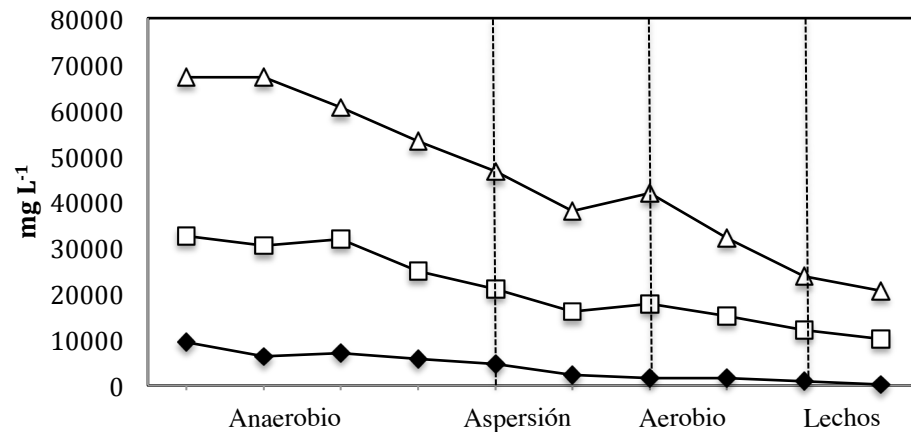
Tabla 4. Caracterización de parámetros físico-químicos de las piscinas que integran la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El

Inga

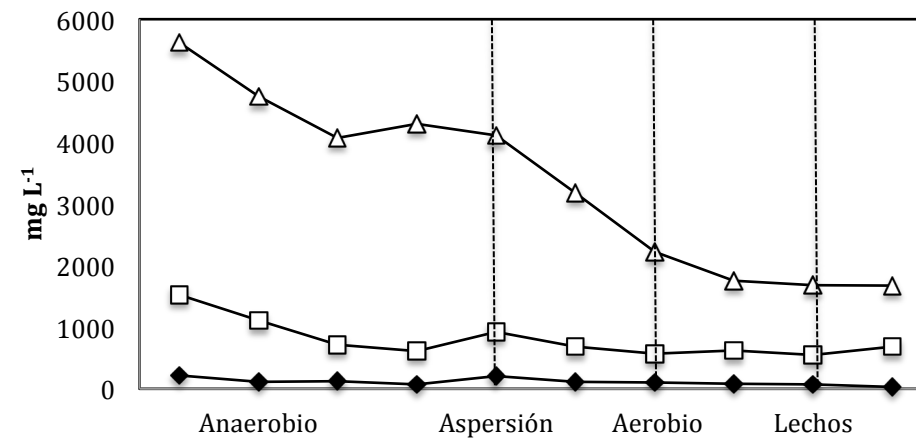
Parámetro	Unidad	C 1 - 6	C 7 - 8	A	P9M	P9S	P20M	P16/17E	P16/17S	P14/15E	P14/15S	LE	LS	P1
pH		8,50	8,18	8,29	8,22	8,27	8,33	8,21	8,54	8,76	8,60	8,55	8,81	8,48
Conductividad	$\mu\text{S cm}^{-1}$	44458	45453	45104	46055	45170	47480	44360	43240	46040	44500	44120	46260	50425
DQO _T	mg L^{-1}	29540	37171	34500	36701	28743	28343	25653	21880	24120	16986	11743	10499	23389
DQO _S	mg L^{-1}	20700	24486	23161	24179	24872	19070	16414	13798	16190	13524	11229	9915	18955
DBO ₅	mg L^{-1}	5276	11633	9408	6267	7000	5800	4600	2300	1600	1600	850	200	2100
DBO ₅ /DQO _T		0,18	0,31	0,27	0,17	0,24	0,20	0,18	0,11	0,07	0,09	0,08	0,02	0,09
PO ₄ ³⁻	mg L^{-1}	318	159	214	113	125	71	211	113	105	79	75	25	90
NO ₃ ⁻	mg L^{-1}	1611	1148	1310	997	595	537	714	570	460	540	472	660	745
NH ₄ ⁺	mg L^{-1}	4334	3973	4099	3634	3358	3691	3185	2498	1652	1137	1135	990	2736
SO ₄ ²⁻	mg L^{-1}	7271	8300	7940	6723	7134	6037	5625	5008	9096	6860	5968	7409	5008
S ²⁻	mg L^{-1}	0,36	0,21	0,26	0,42	0,71	0,66	1,10	0,31	0,51	0,22	0,58	0,66	0,17
ST	mg L^{-1}	17519	21515	20116	20033	20743	19837	19810	23990	26022	25847	26360	27548	25921
STV	mg L^{-1}	5455	7017	6470	4851	3852	6324	3553	3807	2955	2414	3328	2412	5185
SST	mg L^{-1}	1510	1497	1501	1420	2590	1468	1630	1487	1927	2693	1650	1505	1589
SSV	mg L^{-1}	364	441	414	730	560	466	517	410	747	577	487	343	388

Tabla 5 Porcentaje de remoción de los parámetros analizados en cada tratamiento

Parámetro	Tratamiento Anaeróbico (A-P9-P20)	Tratamiento Aspersión (P16/17)	Tratamiento Aeróbico (P14/15)	Lechos
DQO _T	26	15	30	11
DBO ₅	51	50	0	76
PO ₄ ³⁻	2	47	25	67
NO ₃ ⁻	45	20	(-) 17	(-) 40
NH ₄ ⁺	22	22	31	13

**Figura 3:** Remoción de DQO_T, DQO_S y DBO₅ a lo largo de tratamiento.

Leyenda: (Δ) DQO_T, (□) DQO_S y (◊) DBO₅

**Figura 4:** Remoción de NH₄⁺, NO₃⁻ y PO₄³⁻

Leyenda: (Δ)NH₄⁺, (□)NO₃⁻ y (◊)PO₄³⁻

En lo que respecta al pH del efluente, en las diferentes piscinas, este se encuentra en un rango de 8,1 a 8,9, es decir que es ligeramente básico. Sin embargo, en algunas lagunas el pH sobrepasa el rango de valores reportados en diferentes estudios el cual es entre 5,8 y 8,5 [9]. Por otra parte, se observa una alta conductividad en estas piscinas, lo cual indica la presencia de una gran cantidad de iones disueltos [14].

En cuanto al proceso anaerobio, comprendido entre la alimentación y las piscinas 9 - 20, se observa una remoción de la materia orgánica del 26%. Dicho valor se encuentra por debajo del valor reportado para este tipo de lagunas, mismo que es del 40% [9]. Por otro lado, en lo que respecta a la DBO_5 se alcanza una remoción del 51% que al igual que en caso anterior, se encuentra por debajo del valor reportado para sistemas similares, el cual es de 95% [33]. Por otra parte, lo que respecta a la remoción de nutrientes PO_4^{3-} , NO_3^- y NH_4^+ se obtienen remociones del 2%, 45% y 22% respectivamente. Dentro de este tratamiento ocurre la eliminación del PO_4^{3-} por medio del metabolismo de microorganismos que incorporan fosfatos solubles dentro de sus membranas proteicas [34], siendo esta incorporación de alrededor del 20% [14]. Además, en este proceso ocurre desnitrificación debido a que en ausencia de O_2 el NO_3^- es utilizado por los microorganismos como agente oxidante [14]. En este tratamiento se consumen 135 mg NO_3^- -N L^{-1} . Finalmente, se observa una eliminación de amonio en el proceso anaeróbico, obteniendo un consumo de 711 mg NH_4^+ -N L^{-1} [20].

En la piscina 16/17, en donde se realiza el tratamiento por aspersión con el objetivo de volatilizar los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) [27], se obtiene una eficiencia del 15% de remoción de la DQO y del 50% para DBO_5 lo cual demuestra que el efluente posee altas concentraciones de ácido grasos volátiles, mismos que son biodegradables [14]. Además se observa remociones de NO_3^- (20%), PO_4^{3-} (47%) y NH_4^+ (22%).

En la piscina 14/15 se realiza un proceso de aireación superficial para promover la degradación de materia orgánica a través del tratamiento aeróbico del efluente [14]. Como consecuencia de este proceso se obtiene la eficiencia de remoción de DQO más alta del sistema, misma que es del 30%. Pero es menor que la descrita en la literatura, la cual es de 64% [9]. Por otro lado, se obtuvo una eficiencia de remoción de DBO_5 igual a cero, lo cual indica la presencia de compuestos recalcitrantes o no biodegradables los cuales promueven relaciones DBO_5/DQO bajas, menores al 0,1, facultando a que el lixiviado sea tratado mediante procesos físico químicos [37]. Es por eso que actualmente se aplican Procesos de Oxidación Avanzados (AOP por sus siglas en inglés) con el objetivo de destruir este tipo de compuestos [9]. En cuanto a la remoción de nutrientes se observa un aumento de $18 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$, lo cual indica que existe el proceso de nitrificación. Sin embargo, se observa que la disminución del amonio es de $383 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N L}^{-1}$. Esto refleja que el principal mecanismo de eliminación de amonio es por volatilización. Es importante tomar en cuenta que puede darse una inhibición en la nitrificación debido a que el nitrógeno amoniacal tiene efectos tóxicos [16, 32]. Si bien es cierto, existe una remoción de amonio del 31% en este proceso, este valor es mucho menor que el reportado en la literatura en donde se encuentran eficiencias de remoción de hasta el 77% [18]. Debido a estas bajas eficiencias en el tratamiento biológico de lixiviados, es recomendable emplear técnicas físico-químicas antes del mismo para la remoción de amonio. Una de las técnicas más utilizadas con este propósito es el carbón activado, en filtros bifásicos junto con cal [17].

Finalmente se tiene el tratamiento por humedales, en el cual se elimina únicamente el 11% de la DQO, mismo que se encuentra por debajo del valor reportado en la literatura el cual varía entre el 11,1% y 96% [15]. En lo que respecta a la remoción de DBO_5 se obtiene una eficiencia del 76%, valor que se encuentra dentro de los rangos reportados

para este tipo de tratamiento, mismos que varían entre el 27% y 98% [15]. En este proceso se promueve la nitrificación, ya que se observa la remoción de $113 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N L}^{-1}$ y se produce únicamente $42 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$. Sin embargo, esto indica nuevamente que el principal mecanismo de eliminación de amonio es la volatilización [20].

Por otro lado, debido al alto contenido de sulfato en el efluente se esperaría que exista una reacción de sulfato reducción catalizada por microorganismos. Estudios han demostrado que en el tratamiento anaeróbico de lixiviado con alta carga orgánica ($\text{DQO}_T > 15000 \text{ mg L}^{-1}$) se inhibe el crecimiento bacterias sulfato-reductoras y se promueven condiciones metanogénicas [22]. Es por ello que la concentración de sulfato que contiene el lixiviado fluctúa en los diferentes tratamientos, pero no se observa una tendencia de eliminación. Lo mismo sucede con la cantidad de sulfuro presente en el lixiviado, el cual presenta concentraciones bajas a lo largo del proceso.

Los sólidos totales aumentan en un 27% al igual que los sólidos suspendidos totales, los cuales incrementan en un 5%. Mientras que tanto los sólidos totales volátiles como los sólidos suspendidos totales disminuyen en un 50% y 53% respectivamente.

En la Tabla 6, se presenta la eficiencia del sistema de tratamiento del lixiviado con y sin ósmosis inversa VSEP. Además se muestra la carga orgánica de la alimentación, salida de lechos y permeado comparado con los límites máximos permisibles para descarga a cuerpos de agua dulce según el TULSMA.

Tabla 6. Concentraciones de los diferentes parámetros en: alimentación, salida del tratamiento por lechos, permeado y la eficiencia del sistema de tratamiento de lixiviados sin y sin el proceso de ósmosis inversa VSEP.

Parámetro	Unidad	A	LS	P19	Eficiencia sin VSEP (%)	Eficiencia con VSEP (%)	Límites de Descarga
pH		8,29	8,81	9,84			5-9
Conductividad	μScm^{-1}	45104	46260				
DQO _T	mg L^{-1}	34500	10499	149	70	99	250
DQO _S	mg L^{-1}	23161	9915	67	57	99	-
DBO	mg L^{-1}	9408	200	0	98	100	100
PO ₄ ³⁻	mg L^{-1}	214	25	0	88	100	-
NO ₃ ⁻	mg L^{-1}	1310	660	23	50	97	-
NH ₄ ⁺	mg L^{-1}	4099	990	117	76	88	-
TKN	mg L^{-1}	-	-	91**			15
SO ₄ ²⁻	mg L^{-1}	7940	7409	73	7	99	-
ST	mg L^{-1}	20116	27548	307	(-) 37	99	1600
STV	mg L^{-1}	6470	2412	140	63	94	-
SST	mg L^{-1}	1501	1505	0	(-) 0.26	100	100
SSV	mg L^{-1}	414	343	0	17	100	-

*Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente. Libro VI Anexo 1 Tabla 12

** Debido a la baja concentración de DQO en el permeado se considera la concentración de nitrógeno despreciable y por lo tanto la concentración de TKN similar a la concentración de N-NH₄⁺

Se observa que las eficiencias de remoción de sistema sin VSEP varían entre 7% y 98% dependiendo del contaminante a analizar. Lo cual confirma que el lixiviado puede ser tratado por medio de técnicas biológicas.

Por otro lado, se puede observar que las eficiencias de remoción del sistema con VSEP se encuentran cercanas al 100% para todos los contaminantes analizados, misma que se alcanza debido al uso del sistema de ósmosis inversa vibratoria. Este proceso genera un permeado de alta calidad, sin embargo se debe tomar en cuenta que se genera una gran cantidad de concentrado (ver Tabla 4), el cual deberá recibir posteriormente un

tratamiento [7]. Esto se debe a que el sistema VSEP únicamente realiza un proceso de separación y no se eliminan los contaminantes presentes en el efluente.

A su vez este proceso promueve que al recircular el lixiviado la relación DBO_5/DQO_T del lixiviado sea menor a 0.3, lo cual indica que el lixiviado es poco biodegradable [14]. Es por ello que se aplican AOPs, como O_3/H_2O_2 , para disminuir la carga del efluente y promover que la eficiencia del tratamiento biológico sea mayor [9].

Bioensayos AME

La actividad metanogénica específica es un parámetro que permite evaluar la capacidad de los microorganismos metanogénicos para transformar un sustrato orgánico en CO_2 y CH_4 bajo condiciones controladas [12]. Para este ensayo se utilizaron muestras provenientes de la piscina 9, 20, C1-6 y C7-8, en las cuales se lleva a cabo un tratamiento anaeróbico. En la Figura 5 se observa la producción de gas metano acumulado, expresado en $gDQO-CH_4$, en función del tiempo. La generación de metano del inóculo de la piscina 20 es similar a la reportada en los estudios de actividad metanogénica específicos realizados por Sandoval et al. [23]. En un inicio la generación de CH_4 crece rápidamente, luego se estabiliza y vuelve a crecer [23]. Mientras que los inóculos de los cubetos 1-6, cubetos 7-8 y piscina 9 se no generaron cantidades significativas de metano durante el tiempo de monitoreo.

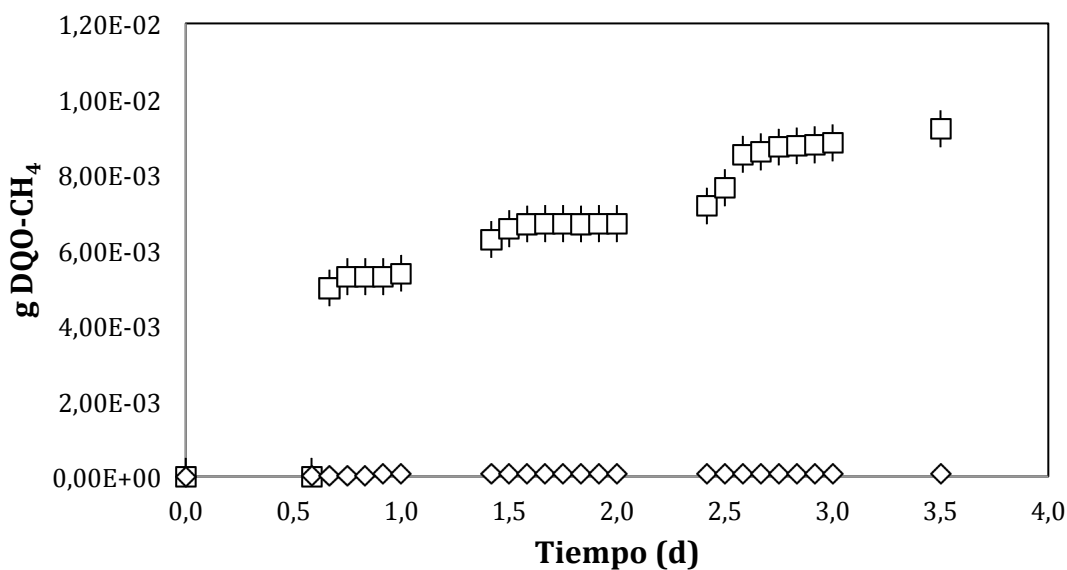


Figura 5: Generación acumulada de gas metano de los bioensayos en función del tiempo. Leyenda: (□) inóculo piscina 20 y (△) inóculo piscina 9. Las barras de error representan la desviación estándar de los bioensayos por triplicado.

Como se observa en la Tabla 7, el lixiviado proveniente de la piscina 20 presenta la mejor actividad metanogénica específica, seguido por el cubeto 1-6, el cubeto 7-8 y la piscina 9. Los resultados de los bioensayos AME para los diferentes inóculos fueron de 0,43 0,009, 0,005 y 0,001 gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹ respectivamente. Además, la actividad metanogénica específica de generación de metano del inóculo de la piscina 20 se encuentra entre el rango óptimo reportado en la literatura, el cual es de 0.1 a 1.5 gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹ [25].

En lo que respecta a la relación SSV/SST, el lixiviado de la piscina 9 presenta el valor más alto, seguido por el cubeto 7-8, cubeto 1-6 y la piscina 20. Debido a que la piscina 20 posee una relación alta SSV/SST, parámetro indicador de concentraciones altas de biomasa activa y un alto valor de actividad metanogénica, fue la opción seleccionada como inóculo para el tratamiento de este efluente en las columnas anaeróbicas [24].

Tabla 7. Actividad metanogénica y relación SSV/SST de las diferentes muestras analizadas.

Punto	gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹	SSV/SST
C 1-6	0,009	0,84
C7-8	0,005	0,86
P9	0,001	0,87
P20	0,43	0,81

Columnas anaeróbicas

En la Tabla 8 se observa que los reactores (R1, R2 y R3) iniciaron con una DQO_T de 4615 mg L⁻¹ y alcanzaron valores desde 835 mg L⁻¹ hasta 2536 mg L⁻¹, es decir que se obtuvieron eficiencias de remoción del 84%, valor que es cercano al reportado en la literatura el cual es de 90% [26]. Con el tiempo de residencia hidráulico 13 d, los reactores han llegado al estado estacionario después de 39 a 50 d (Fig. 6, 7 y 8). En lo que respecta a la DQO_S, los reactores arrancaron con 2028 mg L⁻¹ y se alcanzó valores entre 697 mg L⁻¹ hasta 1453 mg L⁻¹, lo cual representa una remoción de hasta el 65%. Finalmente, se puede ver que la concentración de amonio aumentó en el tiempo de operación de las columnas. Se inició con una con una concentración de 159 mg L⁻¹ y se llegó a valores entre 134 mg L⁻¹ y 185 mg L⁻¹, lo cual representa que el amonio aumento en un 16%. Este aumento es normal ya que a medida que disminuye la DQO, la concentración de amonio presente en el lixiviado aumenta debido a la degradación de la materia orgánica nitrogenada, en especial proteínas [20].

Por otro lado, la alimentación de las columnas difiere de la naturaleza del lixiviado, misma que es del 90% de medio basal mineral y 10% de inóculo de la piscina 20, es decir es presenta una carga orgánica casi 10 veces menor que la del lixiviado crudo que ingresa al tratamiento anaeróbico en el relleno.

Tabla 8. Concentración de DQO_T ($mg L^{-1}$), DQO_S ($mg L^{-1}$) y NH_4^+ ($mg L^{-1}$) en el tiempo de operación de los reactores (entre paréntesis se indica el porcentaje de remoción)

Días	Reactores	Parámetros		
		DQO_T	DQO_S	NH_4^+
0	R1	4615	2028	159
	R2	4615	2028	159
	R3	4615	2028	159
34	R1	1504 (67%)	886 (56%)	171 (-8%)
	R2	2536 (45%)	1453 (28%)	185 (-16%)
	R3	1900 (59%)	765 (62%)	174 (-9%)
63	R1	834 (82%)	697 (66%)	172 (-8%)
	R2	1298 (72%)	783 (61%)	165 (-4%)
	R3	920 (80%)	869 (57%)	154 (3%)
74	R1	-	-	-
	R2	1433 (69%)	1206 (41%)	171 (-8%)
	R3	1293 (72%)	1276 (37%)	183 (-15%)

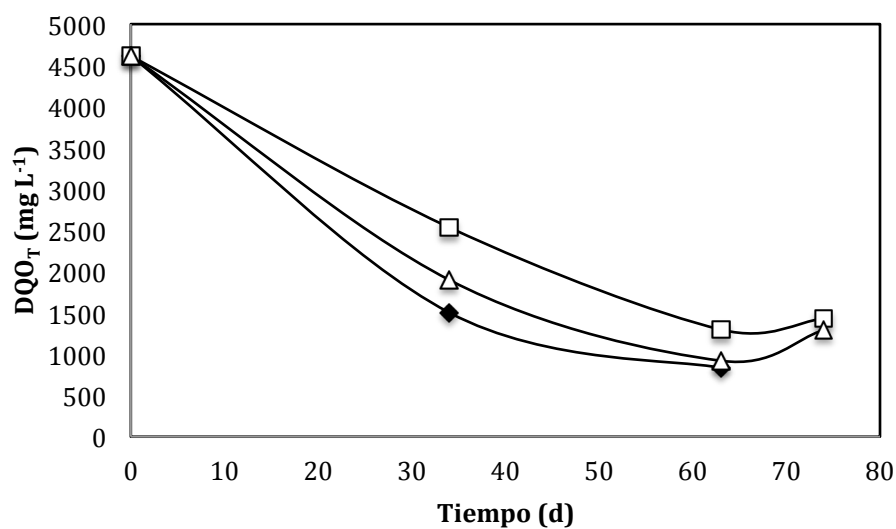


Figura 6: Remoción de DQO_T en las columnas anaeróbicas. Leyenda: (u) R1, (□) R2 y (Δ) R3

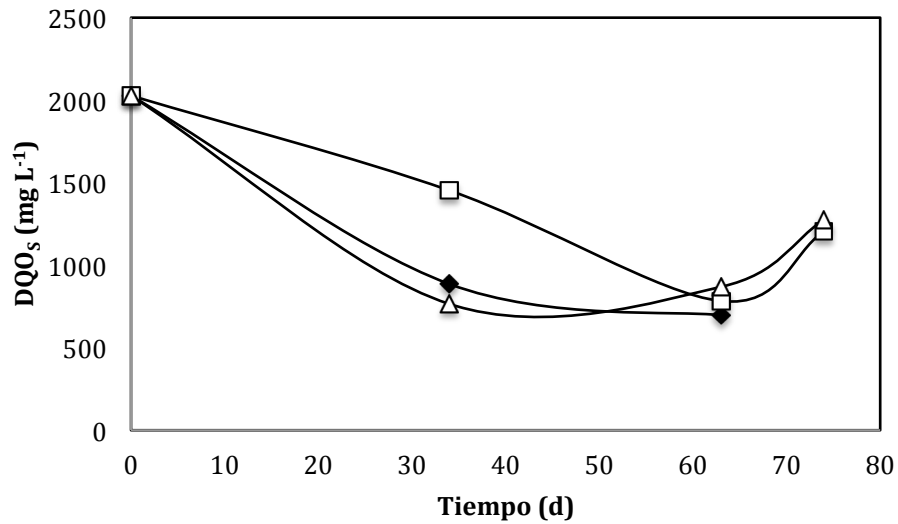


Figura 7: Remoción de DQO₅ en las columnas anaeróbicas. Leyenda: (u) R1, (□) R2 y

(Δ) R3

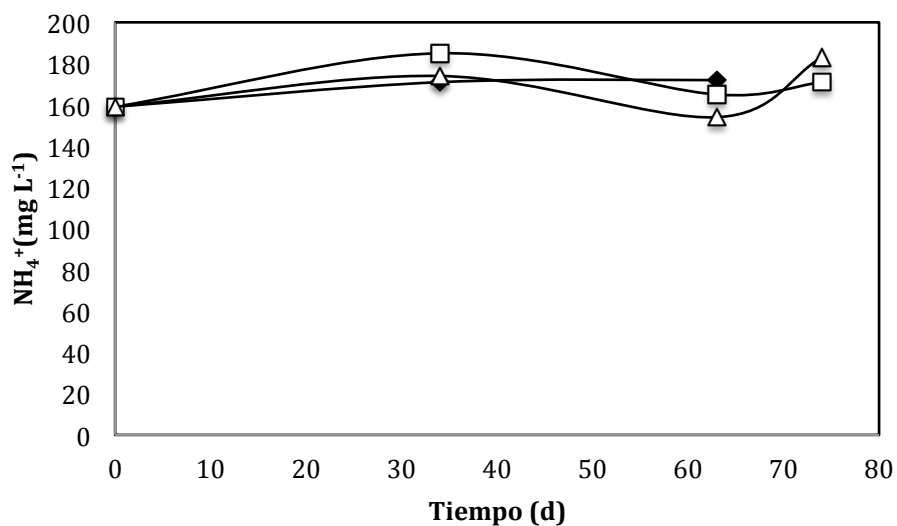


Figura 8: Remoción de NH₄⁺ en las columnas anaeróbicas. Leyenda: (u) R1, (□)

R2 y (Δ) R3

Generación de metano

En la Figura 9 se puede observar que los primeros días, hasta el día 20, la generación de CH₄ acumulado fue de 0,5 L (expresado en mol de CH₄). Luego de este período el

volumen producido tanto R2 como R3 siguió en aumento, mientras que R1 no mostró cambios significativos. Esta generación de CH_4 está relacionada con la remoción de DQO [12]. En los 34 días de operación, cuando se realizó la primera alimentación, se obtuvieron eficiencias de remoción de R1, R2 y R3 de 69%, 51% y 55% respectivamente; mientras que la producción de metano acumulado de cada uno de los reactores fue de 0,74 L, 3,05 L y 2,70 L respectivamente. En cambio en el día 39, la remoción de la DQO fue de 84%, 69% y 84% y la generación de metano acumulado fue de 1,46 L, 5,22 L y 5,08 L. Es importante mencionar que aunque R1 tenía una eficiencia de remoción del 84% su producción de metano acumulado fue la menor en comparación con los otros dos reactores.

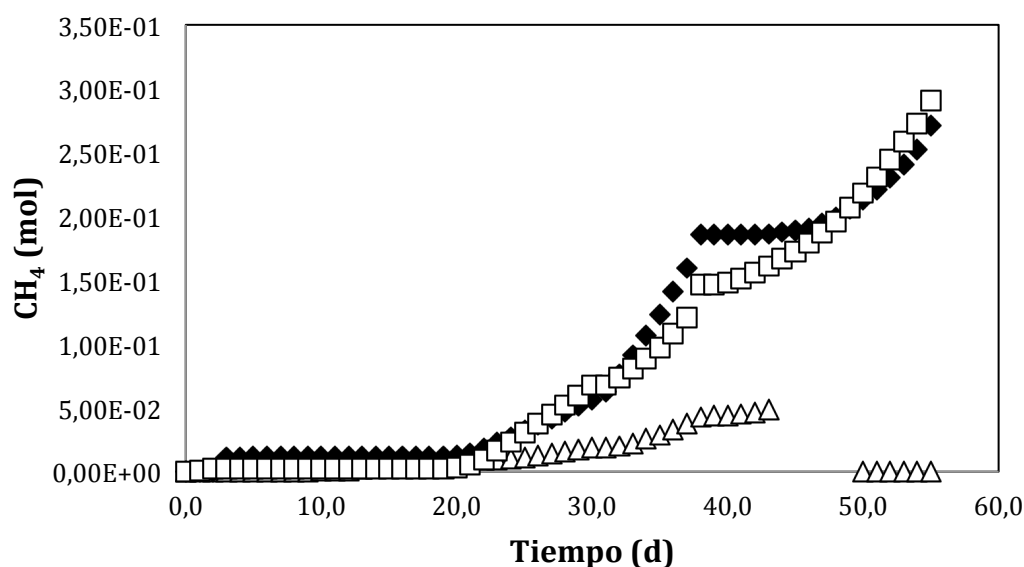


Figura 9: Generación acumulada de CH_4 en los biodigestores en función del tiempo de operación. Leyenda: (Δ) R1, (\circ) R2 y (\square) R3

Conclusiones

El lixiviado proveniente de la planta de tratamiento del relleno sanitario El Inga presenta bajas concentraciones de DBO_5 y altas concentraciones de DQO_T , DQO_S , ST, SST y SSV, sulfatos, nitrato y amonio. Siendo este último un problema, ya que puede

inhibir los procesos de tratamiento biológico. El sistema con VSEP tiene eficiencias de remoción de aproximadamente 100%, en cada uno de los contaminantes analizados en el presente estudio. Sin embargo, es importante mencionar que los procesos anteriores (sin VSEP) poseen eficiencias que varían entre el 7% al 98% dependiendo el compuesto, como se observa en la Tabla 6. Por otro lado, el concentrado de la osmosis inversa, reingresa en el sistema y produce acumulación de los contaminantes removidos en lugar de que estos sean eliminados. Esto a su vez genera un aumento de carga contaminante del lixiviado que se vuelve más difícil de tratar a medida que pasa el tiempo. Es por ello que se debe implementar un proceso antes de que el concentrado reingrese al sistema para mejorar la biodegradabilidad de los compuestos orgánicos poco biodegradables. Para esto se podría hacer estudios acerca de la implementación de procesos de oxidación avanzada (AOPs), tales como O_3/H_2O_2 .

Además, es importante realizar estudios de las implicaciones que tienen las altas concentraciones de amonio del efluente en el sistema de tratamiento y la necesidad de implementar tratamientos adicionales, siendo una opción el uso de filtros bifásicos de carbono activado y cal.

En lo que respecta al estudio en laboratorio, en base a los análisis realizados se determinó que la piscina 20 posee la mayor actividad metanogénica específica, misma que es de $0.43 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Por otro lado, el mayor porcentaje de remoción de DQO_T , DQO_S y NH_4^+ en las columnas fue del 84%, 65% y (-16%) respectivamente.

Agradecimientos

Deseo agradecer a Dios por haberme guiado y ayudado en este largo camino. A mi director de tesis, Rodney Peñafiel, por toda su paciencia ya que no sólo ha sido un profesor sino que ha sido un amigo que ha estado ahí para apoyarme en lo que necesitaba. A mis padres, por haberme brindado la oportunidad de estudiar en esta universidad. A mi madre, Lourdes Betancourt, quien estuvo brindándome su apoyo y gracias a ella he logrado alcanzar mis metas, gracias por ayudarme a extender mis alas. A mi hermana, Perla Rivadeneira, por alentarme y animarme a continuar cuando creía que todo estaba perdido. A mis profesores de Ingeniería Ambiental, especialmente a María del Carmen Cazorla quien me brindó su apoyo en los momentos más difíciles. A mi hermana, Kari Naciph, por haber compartido largas horas de experimentación y redacción, sin ti este trabajo no hubiese sido lo mismo. A mis mejor amiga, Tefy Nuñez, por sus palabras de aliento a lo largo de este trabajo.

Referencias

- [1] Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2014). *Estadística de información ambiental económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales*.
- [2] Ministerio de Ambiente. (2014) . Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos – PNGIDS
- [3] Empresa Pública Metropolitana de Gestión Integral de Residuos Sólidos. (n.f.). Relleno Sanitario del Distrito Metropolitano de Quito
- [4] Corporación de Salud Ambiental de Quito. Vida para Quito. (2009). *Informe General: Relleno Sanitario Ciudad de Quito*
- [5] Jaramillo J. (1991). *Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales*.

- [6] Delgadillo O, Camacho A, Pérez L, Andrade M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*.
- [7] Hasan, K. et al. (2000) . *Introduction to Vibratory Shear Enhanced Membrane Process and its application in starch wastewater recycle*.
- [8] Sector Guidance Note IPPC S5.03. 2007. *Guidance for the Treatment of Landfill Leachate*.
- [9] Renou, S. et al. (2007). “Landfill leachate treatment: Review and opportunity”. *Elsevier*.
- [10] Campos, E., Elías, X. & Flotats, X. (2012). *Procesos Biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. España: Ediciones Díaz de Santos.
- [11] IPCC. (2007). *RT.2.5 Forzamiento radiativo neto mundial, potenciales de calentamiento mundial y pautas de forzamiento*.
- [12] Lozada, P. & Pérez, A. (2010). Actividad Metanogénica Específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales.
- [13] Giraldo, E. (2001). “Tratamiento de lixiviados de los rellenos sanitarios: Avances Recientes”. *Revista de Ingeniería Universidad de Los Andes*.
- [14] Metcalf, Eddy. (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 5th ed. New York.
- [15] Mosquera-Beltrán, Y. & Iara Borrero, J. (2012). “Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión del estado del arte”. *Revista Tumbaga*.
- [16] Abdul, H. et al. (2007). “Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone”. *SAGE*.
- [17]. Peng, Y. et al. (2009). Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. *Elsevier*. 42: 883-892.

- [18] Frascari, D. et al. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potencial of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. Elsevier. 54: 335–343.
- [19] Pollice, A., Tandoi, V. & Lestingi, C. (2002). “Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate”. *Water Research*.36: 2541-2546.
- [20] Horan, N., Lowe, P. & Stentiford, E. (1994). *Nutrient Removal From Wastewaters*. Technomic Publishing Company: Switzerland.
- [21] Randall, D. & Tsui, T. (2002). “Ammonia toxicity in fish”. *Marine Pollution Bulletin*. 45: 17-23.
- [22] Henry, J. & Prasad, D. (2000). “Anaerobic treatment of landfill leachate by sulfate reduction”. *Water Science & Technology*. 41: 239-246
- [23] Sandoval, C. et al. (2008). “Microbiological characterization of specific methanogenic activity of anaerobic sludges in urban solid waste treatment”. *Elsevier*. 29: 704-711.
- [24] Torres Lozada, P. et al. (2005). Tratamiento anaeróbico de lisivados en reactores UASB. *Ingeniería y Desarrollo*. 18: 50-60
- [25] Guerra, R. et al. (2000).Perfiles de actividad metanogénica específica en un reactor UASB (reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos) utilizado para el tratamiento de líquidos cloacales pre-sedimentados. Obtenido el 29 de abril de 2016 de <http://www.cricyt.edu.ar/asades/modulos/averma/trabajos/2000/2000-t006-a005.pdf>
- [26] McCarty, P. (1964). “Anaerobic Waste Treatment Fundamentals”. *Public Works*.
- [27] Red madrileña de tratamientos avanzados para aguas residuales con contaminantes no biodegradables. (2007). *Reactores Biológicos de Membrana (MBR): Una*

alternativa de tratamiento para la reutilización del agua. Obtenido el 7 de mayo de 2016 de: <http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2007/04/12/63351>

- [28] Gray, D. et al. (2005). *Spray irrigation of landfill leachate: estimating potencial exposures to workers and bystanders using modified air box model and generalized sour term*. *Environmental Pollution*. 133(3): 587-599.
- [29] Garzón, P., Ochoa-Herrera, V. & Peñafiel, R. (2015). *Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales*. *Avances en Ciencias e Ingeniería*. 7(2): C130-C137
- [30] López, I. & Borzacconi, L. (2009). *Introducción al diseño de reactores*.
- [31] Harris, D. (2007). *Análisis Químico y Cuantitativo*. España: Editorial Reverté.
- [32] Anthonisen, A. et al. (1976). *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid*. *Water Pollution Control Federation*. 48 (5): 835-852.
- [33] Lema, J., Mendez, R. & Blazquez, R. (1988). *Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review*. *Water, Air and Soil Pollution*. 40: 233-250.
- [34] Suárez, J & Jácome, A. (2007). *Eliminación de fósforo en los procesos de depuración de aguas residuales*. Obtenido el 11 de mayo de 2016 de: ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master%20antiguo_antes%20del%202012/Segundo_Curso/Tratamientos_Avanzados_del_Agua/master___TEMA_N___ELIMINACION_DE_FOSFORO.pdf
- [35] Torres, P. et al. (2005). *Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB*. *Ingeniería & Desarrollo*. 18: 50-60.

- [36] Kennedy, K. & Lentz, E. (1999). *Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors*. Elsevier. 34 (14): 3640-3656.
- [37] Durán, A., Ramírez, R. & Durán, A. (n.f.). *Bioadsorción de lixiviados viejos clarificados*. Recuperado el 11 de mayo de 2016 de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico13/055.pdf>