

## Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales

Pablo Garzón<sup>1</sup>, Valeria Ochoa-Herrera<sup>1</sup>, Rodny Peñafiel<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Universidad San Francisco de Quito (USFQ), Colegio de Ciencias e Ingeniería, Diego de Robles y Vía Interoceánica, Campus Cumbayá, Casilla Postal 17-1200-841, Quito, Ecuador.

\*Autor principal/Corresponding author; e-mail: rpenafiel@usfq.edu.ec

Editado por/Edited by: Cesar Zambrano, Ph.D.

Recibido/Received: 2015/10/01. Aceptado/Accepted: 2015/10/10.

Publicado en línea/Published on Web: 2015/12/30. Impreso/Printed: 2015/12/30.

### Methane gas generation from palm oil mill effluent in experimental biodigesters

#### Abstract

The aim of the present study is to determine the rate of methane generation in experimental bioreactors at laboratory scale, using acetate as a substrate and as microbial inoculum water and sludge from wastewater treatment lagoons from a Palm Oil Mill located in the province of Esmeraldas, Ecuador. Influent wastewater showed high concentrations of total and soluble chemical oxygen demand (COD), total solids (TS) and volatile solids (VS) and an acid pH. The specific methanogenic activities (SMA) of water and sludge from the lagoons are very low, 0.032 and 0.035 gCOD-CH<sub>4</sub> gVSS<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> respectively, nevertheless the activity of the bioreactor mixed liquor after 171 d of operation increases to 0.60 gCOD-CH<sub>4</sub> gVSS<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. The biodigester was fed with a COD loading rate of 0.28 gCOD<sub>acetate</sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, a COD removal percentage of 89.2 % and a methane generation rate of 1.17 · 10<sup>-3</sup> mol<sub>CH<sub>4</sub></sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> was reached.

**Keywords.** methanogenic activity, methane, bioreactor, POME, anaerobic digestion, COD.

#### Resumen

En presente artículo reporta sobre la generación de metano en biodigestores experimentales a escala de laboratorio, utilizando acetato como sustrato y como inóculos agua y lodos provenientes de lagunas de tratamiento del agua residual de una extractora de aceite crudo de palma ubicada en la provincia de Esmeraldas, Ecuador. El agua residual que ingresa a las lagunas presenta elevadas concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO), de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) y un pH ácido. La actividad metanogénica específica (AME) de agua y lodos provenientes de las lagunas es muy baja, 0.032 y 0.035 gDQO-CH<sub>4</sub> gSSV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> respectivamente, sin embargo la actividad del licor mezcla del biodigester después de 171 d de operación aumenta a 0.60 gDQO-CH<sub>4</sub> gSSV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. El biodigester se alimentó con una carga orgánica de 0.28 gDQO<sub>acetato</sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, alcanzó un porcentaje de remoción de DQO de 89.2 % y una tasa de generación de metano 1.17 · 10<sup>-3</sup> mol<sub>CH<sub>4</sub></sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

**Palabras Clave.** actividad metanogénica, metano, biodigestores, POME, digestión anaerobia, DQO.

### Introducción

La industria del aceite de palma, que abarca el cultivo, extracción, refinamiento y comercialización de aceite, puede generar grandes impactos ambientales tales como la deforestación, pérdida de biodiversidad, contaminación del agua y suelo y la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera [1]. En las diferentes etapas del proceso de extracción de aceite crudo de palma, como esterilización, clarificación y purga de calderas, se

genera una importante cantidad de agua residual [2]. Se estima que al extraer una tonelada de aceite crudo, se descargan de 2.5 a 3 m<sup>3</sup> de agua residual conocida como POME (Palm Oil Mill Effluent) [3], la cual debe ingresar a un sistema de tratamiento previo para que pueda ser vertida al alcantarillado o hacia un cuerpo de agua receptor. Debido a las elevadas temperaturas y concentración de materia orgánica, el tratamiento se inicia comúnmente con procesos anaerobios [4].

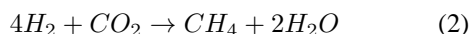
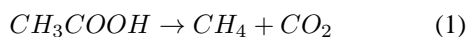
Actualmente la digestión anaerobia es muy utilizada en

ISSN 1390-5384



plantas de tratamiento de agua residual industrial debido a que tiene varias ventajas sobre la degradación aerobia [5]. Una de las ventajas es que al no requerir oxígeno, prescinde de un sistema de aireación, lo cual reduce costos de operación. Otra ventaja y una de las más importantes es la formación de biogás (mezcla de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y otros gases) que se puede aprovechar energéticamente [6]. Finalmente, la baja producción de lodos disminuye costos para su tratamiento [7].

La degradación anaeróbica de materia orgánica se desarrolla en cuatro etapas que son: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Cada una de estas es muy importante ya que los productos de cada etapa son los precursores de las siguientes [8]. En la etapa de hidrólisis se solubilizan compuestos orgánicos macromoleculares gracias a la intervención de enzimas hidrolíticas; por lo tanto, la hidrólisis se encarga de la transformación de los diferentes polímeros en sus respectivos monómeros [6]. A continuación, en la acidogénesis o etapa fermentativa, los compuestos orgánicos solubles (productos de la hidrólisis) son transformados principalmente en ácidos grasos volátiles (AGV) como el ácido acético, propiónico y butírico [9]. En la acetogénesis, los AGV son convertidos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono [10]. Finalmente en la metanogénesis se produce metano y dióxido de carbono. Existen dos rutas para llegar a la metanogénesis, la primera a partir del acetato (Ecuación 1) y la segunda a partir de la reacción del hidrógeno y el dióxido de carbono (Ecuación 2) [8].



Uno de los productos finales de la digestión anaerobia es el gas metano, el mismo que forma parte del grupo de los gases de efecto invernadero (GEI) [11]. Por este motivo se debe buscar un manejo adecuado de este gas para que no sea liberado directamente a la atmósfera. La alternativa más utilizada, debido a su facilidad, es almacenarlo y luego quemarlo sin aprovechamiento energético [2]. Sin embargo el metano con un poder calorífico promedio de  $890 \text{ kJ mol}^{-1}$  tiene varias aplicaciones útiles como la producción y aprovechamiento de calor o vapor, la generación de electricidad, e incluso se puede utilizar como combustible para vehículos [12].

Los objetivos del presente estudio son: 1) caracterización de muestras de agua residual y lodos obtenido de un sistema de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma ubicada en la provincia de Esmeraldas, Ecuador; 2) determinación de la actividad metanogénica específica (AME) del inóculo microbiano mediante bioensayos; 3) aclimatar a los microorganismos para la producción de gas metano utilizando medio basal mineral con acetato; 4) determinar la producción de gas metano y el porcentaje de remoción de materia orgánica en biodigestores a escala de laboratorio.

## Materiales y Métodos

### Toma de muestras

Las muestras para el presente estudio se tomaron en dos diferentes puntos del sistema de tratamiento de agua residual en la extractora. El primer punto de muestreo fue al ingreso de un tanque denominado "floreto". En este se inicia el proceso de tratamiento de agua, su función es separar y recuperar el aceite del efluente, también sirve para sedimentar los sólidos más pesados y trozos de fruta. El segundo punto de muestreo fue una laguna anaeróbica del sistema, denominada "laguna 3". En esta laguna se tomaron muestras del fondo (lodos) y de agua.

### Métodos analíticos

La determinación de los parámetros de calidad del agua se realizó de acuerdo a los protocolos del Laboratorio de Ingeniería Ambiental USFQ (LIA-USFQ) que se basan en los métodos estándar para el análisis de agua y agua residual de la APHA (American Public Health Association) [13] y de la EPA (Environmental Protection Agency) [14]: Los parámetros fueron: demanda química de oxígeno (DQO) total y soluble, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrato, amonio y pH.

### Bioensayos AME

Los bioensayos AME se realizaron mediante el método de desplazamiento de líquido [15]. En una botella de vidrio de 160 mL se añadió 90 mL de medio basal mineral con acetato (Tabla 1) previamente ajustado el pH entre 7.1-7.3, junto con 10 mL del inóculo microbiano previamente caracterizado y se la selló herméticamente. Se cambió la atmósfera de la misma mediante un proceso de "flushing" con  $\text{N}_2$  durante 3 minutos, con esto se logró las condiciones anaerobias. En una segunda botella se colocó 150 mL de una solución de NaOH al 2 % para disolver en la base el dióxido de carbono generado. Finalmente se armó el bioensayo (Figura 1) de tal manera que la botella que contiene el medio basal mineral con acetato y el inóculo microbiano, se conecte mediante una manguera a la botella que contiene la solución de NaOH, la misma que cuenta con una aguja hacia el exterior. Adicionalmente se colocó un colector para acumular la solución de NaOH desplazada por el gas metano generado. Se incubó a una temperatura de  $30^\circ\text{C}$ . El monitoreo de la producción de gas metano se realizó registrando el peso de la solución de NaOH desplazada cada dos horas por tres días. Con estos datos se obtuvo una tasa producción de gas metano que finalmente se expresa en unidades de actividad metanogénica específica:  $\text{gDQO-CH}_4 \text{ gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Los bioensayos se realizaron por triplicado.

### Biodigestores

Se instalaron 3 biodigestores utilizando recipientes plásticos herméticos, cada uno con una capacidad de 4 litros y un volumen de operación de 2 litros (Figura 2).

Compuesto	mg L <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> Cl	280
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	250
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	100
CaCl <sub>2</sub>	10
NaHCO <sub>3</sub>	3000
Extracto de levadura	10
Solución de elementos traza	1 mL L <sup>-1</sup>
CH <sub>3</sub> COONa 3H <sub>2</sub> O*	5316

\*equivalente a 2.5 g DQO de acetato

Tabla 1: Composición del medio basal mineral con acetato. Composición elementos de solución traza: H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, FeCl<sub>2</sub> 4H<sub>2</sub>O, ZnCl<sub>2</sub>, MnCl<sub>2</sub>, (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub> 4H<sub>2</sub>O, AlCl<sub>3</sub> 6H<sub>2</sub>O, CoCl<sub>2</sub> 6H<sub>2</sub>O, NiCl<sub>2</sub> 6H<sub>2</sub>O, CuSO<sub>4</sub> 5H<sub>2</sub>O, NaSeO<sub>3</sub> 5H<sub>2</sub>O, EDTA, resazurin, HCl 36 %.

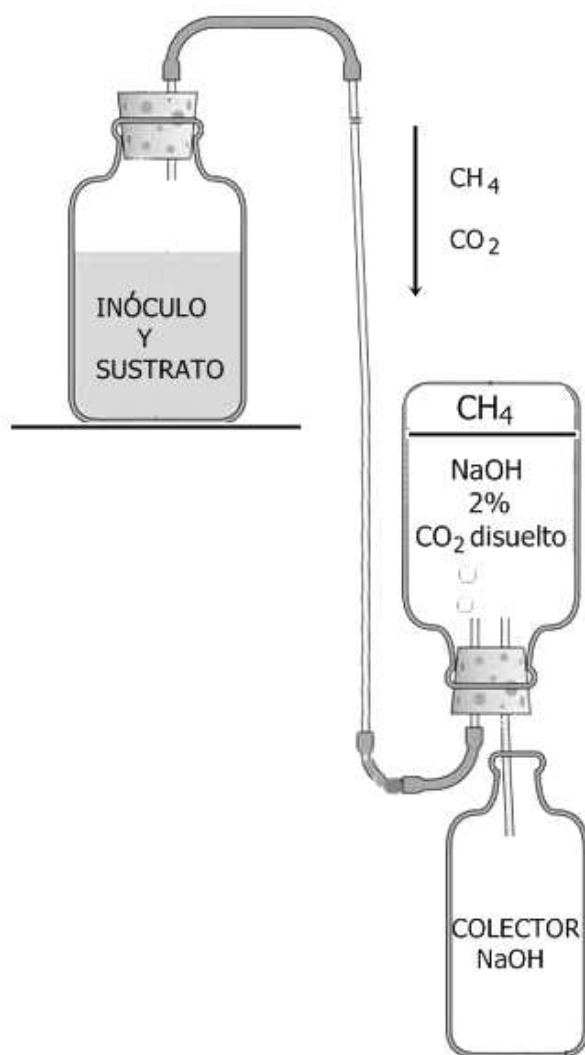


Figura 1: Esquema Bioensayos AME.

Los biodigestores se llenaron inicialmente con 1 litro de agua y 1 litro de lodo de la laguna 3. Los tres biodigestores tienen una agitación alternada, es decir 12 horas con agitación (día) y 12 horas sin agitación (noche). La alimentación, de medio basal mineral con acetato, única-

mente se realizó en 2 biodigestores (R2 y R3) el restante sirvió como control. El caudal de alimentación fue 222 mL d<sup>-1</sup>, logrando un tiempo de residencia de 9 días. La carga orgánica la aporta el acetato y está expresada como DQO. En la Tabla 2 se indica la concentración de DQO en la alimentación y la carga orgánica utilizada en el tiempo de operación de los biodigestores.

Días	Concentración (gDQO L <sup>-1</sup> )	Carga orgánica (gDQO L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
0 - 14	-	-
15 - 29	15	1.66
30 - 47	-	-
48 - 89	2.5	0.28
90 - 117	5	0.56
118 - 147	-	-
148 - 172	2.5	0.28

Tabla 2: Concentración de DQO en la alimentación y carga orgánica de R2 y R3.

### Resultados y Discusión

La caracterización físico-química de las tres muestras tomadas en la planta de tratamiento de agua residual de la extractora de aceite crudo de palma se presenta en la Tabla 3.

Como se muestra en la Tabla 3, el pH del agua residual que ingresa al sistema de tratamiento es muy ácido y aumenta a medida que pasa por las lagunas, en la laguna 3 alcanza valores de 5.4 y 5.3 en el fondo. A partir de un pH de 5, los microorganismos son capaces de iniciar los procesos de digestión anaerobia de la materia orgánica [16].

La DQO total al ingreso al florentino es muy alta comparada con el agua residual doméstica (500 mg L<sup>-1</sup>) [17]. En varios estudios previos de efluentes residuales en extractoras de aceite, se encuentran valores de DQO en un rango de 44.3 a 79.7 g L<sup>-1</sup> [18]. La diferencia en estos rangos se debe a la producción en la extractora, cuando la producción es baja, la DQO también es baja y viceversa [19]. La DQO soluble es 2.7 veces menor de la total, en la literatura se presenta un rango de 25 a 35 g L<sup>-1</sup>, esto quiere decir que alrededor del 45 al 60 % de la materia orgánica presente en el agua residual está solubilizada y se puede degradar biológicamente con mayor facilidad [20]. En la laguna 3 la DQO total y soluble del agua disminuyen con un porcentaje de remoción del 51.4 % y 83 % respectivamente, en la literatura se encuentran porcentajes de remoción hasta del 90 % en este tipo de lagunas anaerobias y se atribuye al consumo de la materia orgánica por parte de los diferentes grupos de microorganismos, especialmente arqueas metanógenas y bacterias sulfato-reductoras [21]. La DQO total de los lodos es alta debido a la presencia de partículas orgánicas, alcanzando un porcentaje de remoción del 14.3 %, mientras que la DQO soluble presenta un porcentaje de remoción del 45.1 %.

Con respecto a los sólidos, el efluente llega al florentino con 44.0 ± 0.7 g L<sup>-1</sup> de ST y 37.2 ± 0.6 de SV.

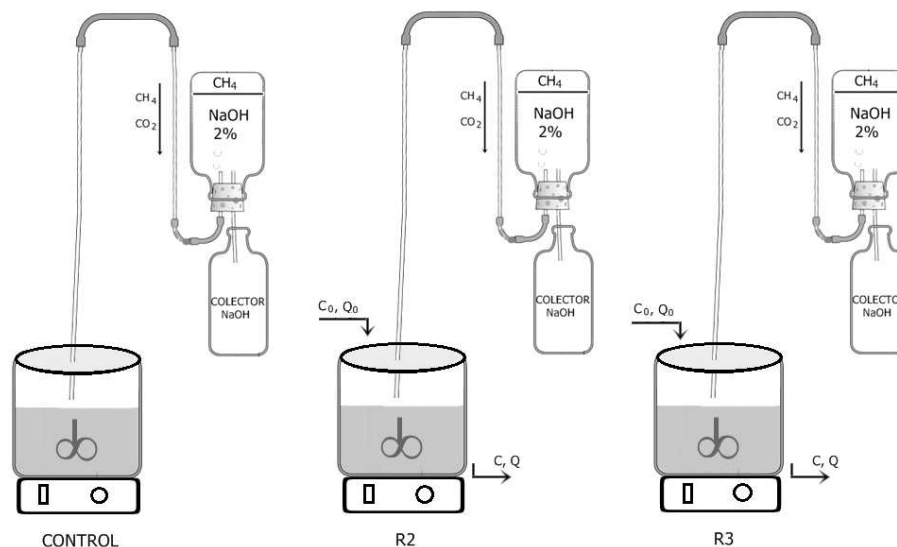


Figura 2: Esquema de biodigestores: control y dos réplicas.

Parámetro	Unidad	Ingreso a florentino	Agua laguna 3	Lodo laguna 3
pH		3.9	5.4	5.3
DQO total	$\text{g L}^{-1}$	$74.9 \pm 2.2$	$36.4 \pm 3.9$	$64.2 \pm 0.6$
DQO soluble	$\text{g L}^{-1}$	$27.8 \pm 0.6$	$4.7 \pm 0.0$	$15.3 \pm 0.8$
Sólidos totales	$\text{g L}^{-1}$	$44.0 \pm 0.7$	$26.1 \pm 0.4$	$62.6 \pm 0.0$
Sólidos volátiles	$\text{g L}^{-1}$	$37.2 \pm 0.6$	$19.3 \pm 0.3$	$32.6 \pm 0.3$
Sólidos suspendidos totales	$\text{g L}^{-1}$	$22.6 \pm 3.6$	$19.4 \pm 0.4$	$43.1 \pm 0.3$
Sólidos suspendidos volátiles	$\text{g L}^{-1}$	$20.3 \pm 2.9$	$16.2 \pm 0.3$	$25.6 \pm 0.1$
Nitratos	$\text{mg L}^{-1}$	$68.8 \pm 2.1$	$414.8 \pm 11.7$	$82.4 \pm 0.5$
Amonio	$\text{mg L}^{-1}$	$122.0 \pm 3.5$	$82.0 \pm 4.0$	$123.2 \pm 24.6$

Tabla 3: Caracterización de muestras tomadas en la planta de tratamiento de agua residual de la extractora de aceite crudo de palma.

Estos valores están dentro de los rangos encontrados en la literatura. Para los ST se presenta un rango de  $31.5$  a  $72.0 \text{ g L}^{-1}$  mientras que para los SV de  $34$  a  $49.3 \text{ g L}^{-1}$  [22]. En la laguna 3 los ST y SV del agua disminuyen a  $26.1 \pm 0.4$  y  $19.3 \pm 0.3 \text{ g L}^{-1}$  respectivamente. En los lodos de la misma laguna la concentración de ST y SV es de  $62.6$  y  $32.6 \pm 0.3 \text{ g L}^{-1}$  respectivamente. Estos valores son elevados comparados con los obtenidos al inicio del tratamiento debido a la gran cantidad de partículas sedimentadas en el fondo de la laguna, donde se tomó la muestra. La concentración de SST y SSV en el florentino también se encuentra dentro de los rangos de estudios realizados con este tipo de efluentes, para los SST se tiene un rango de  $15.6$  a  $39.1 \text{ g L}^{-1}$  y para los SSV de  $3.6$  a  $27.3 \text{ g L}^{-1}$  [18]. En el agua de la laguna 3 se reducen los SST y SSV a  $19.4 \pm 0.4$  y  $16.2 \pm 0.3 \text{ g L}^{-1}$  respectivamente mientras que en el lodo las concentraciones se mantienen altas  $43.1 \pm 0.3$  y  $25.6 \pm 0.1 \text{ g L}^{-1}$  respectivamente.

La concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el florentino es  $68.8 \pm 2.1 \text{ mg L}^{-1}$ , en la laguna 3 la concentración aumenta a  $414.8 \pm 11.7 \text{ mg L}^{-1}$  y en el fondo de la misma es de  $82.4 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ . El incremento de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en la laguna 3 se atribuye a procesos biológicos como la nitrificación a nivel superficial de la

laguna, ya que a mayor profundidad, el oxígeno disuelto es escaso o inexistente [23]. Este proceso está relacionado con las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), que inicia en  $122 \pm 3.5 \text{ mg L}^{-1}$  en el florentino y en la laguna 3 alcanza un valor de  $82.0 \pm 4.0 \text{ mg L}^{-1}$  mientras que en el fondo de la laguna (lodo) su concentración es de  $123.2 \pm 24.6 \text{ mg L}^{-1}$ . Como se puede notar el  $\text{NO}_3^-$  y el  $\text{NH}_4^+$  no interfieren en el proceso de digestión de la materia orgánica. En un estudio realizado sobre los efectos de los compuestos de nitrógeno en la metanogénesis, se obtiene que hasta los  $600 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  no hay ningún efecto significativo, pasado este límite se presenta inhibición. La toxicidad del nitrógeno amoniacal sobre la actividad metanogénica se debe principalmente a su forma no ionizada (amoníaco libre,  $\text{NH}_3$ ) y a elevadas concentraciones de amonio ( $1300$  a  $4500 \text{ mg L}^{-1}$ ) [24].

### Bioensayos AME

La actividad metanogénica específica (AME) es una medida utilizada para evaluar la capacidad que tienen los microorganismos metanogénicos para convertir un sustrato orgánico en  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  bajo condiciones controladas [25]. La producción de gas metano, expresado en moles, en función del tiempo, se presenta en la Figura 3, como se puede ver, la tendencia de generación para las 3 muestras analizadas es muy parecida a la que aparece

en la literatura, es decir primero crece aceleradamente la generación de CH<sub>4</sub>, después se estabiliza y nuevamente empieza a crecer [26]. La Tabla 5 presenta un resumen de la actividad metanogénica específica y el porcentaje de relación que existe entre los SSV y SST de las 3 muestras analizadas.

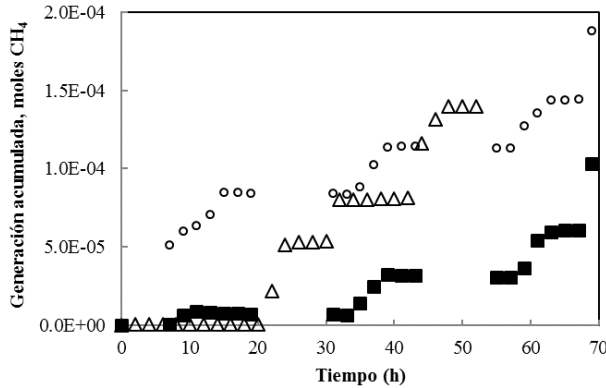


Figura 3: Generación acumulada de CH<sub>4</sub> en los bioensayos en función del tiempo. Leyenda: (△) inóculo agua del biodigestor R3, (○) inóculo lodos de la laguna 3, (■) inóculo agua de la laguna 3.

Como se indica en la Tabla 4, tanto el lodo como el agua de la laguna 3 presentan valores bajos, de actividad metanogénica específica, mientras que el agua del biodigestor R3 tiene un valor mucho más alto. Una tasa máxima específica de generación de metano óptima es aquella que se encuentra en un rango de 0.5 a 1 g DQO-CH<sub>4</sub> gSSV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Estos valores son comunes cuando los bioensayos se realizan con lodos granulares, ya que por sus características el lodo granular proporciona un medio adecuado para la aglomeración y enriquecimiento de los microorganismos [27]. En un estudio realizado en diferentes tipos de lodos, se demuestra que la concentración de SSV es inversamente proporcional a la AME [28]. En la literatura se encuentran rangos desde 0.094 hasta 1.54 gDQO-CH<sub>4</sub> gSSV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para inóculos microbianos que son o serán utilizados para el tratamiento anaerobio de POME [21].

Con respecto a la relación %SSV/SST, el agua de la laguna 3 presenta el porcentaje más alto, sin embargo no tiene la mejor actividad metanogénica. La relación del agua del biodigestor también es muy buena y su actividad metanogénica está dentro del rango óptimo. Esta relación es muy importante ya que los SST representan la concentración de sólidos presentes en el inóculo microbiano y los SSV representan la fracción de los SST que está presente como biomasa, responsable de la degradación de la materia orgánica en CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> [29]. Por lo tanto mientras mayor sea el porcentaje de esta relación, el inóculo será más saludable, la literatura sugiere que una buena relación es del 60 al 80 % dependiendo el tipo de lodo que se utilice [17]. La concentración de SSV del agua del biodigestor es de 16 a 25 veces menor con relación a los SSV del agua y lodo de la laguna 3. Por este motivo su AME también aumenta en estos rangos ya que esta indica la actividad de SSV como microorganismos metanogénicos.

### Biodigestores

La Figura 4 muestra la concentración de DQO total y soluble a lo largo del tiempo de operación de los biodigestores R2 y R3 en periodos con agitación (durante el día) y sin agitación (durante la noche). Es evidente la tendencia que existe en la disminución de esta concentración. R2 arranca con 76.1 y 6.2 g L<sup>-1</sup> de DQO total y soluble respectivamente, mientras que R3 con 67.51 y 3.06 g L<sup>-1</sup>. Los dos biodigestores se estabilizan a partir del día 70 con una carga orgánica de 0.28 gDQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> alcanzando porcentajes de remoción del 89.2 % en R3 y tan solo el 38.4 % en R2. En el día 127 se aumenta la carga orgánica a 0.56 gDQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> con porcentajes de remoción del 61 y 38 % de remoción en R2 y R3 respectivamente. En la literatura se encuentran valores de 0.5 hasta 50 gDQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de carga orgánica con porcentajes de remoción del 80-90 % en biodigestores con TRH de 1 a 3 días [18-20].

La Figura 5 muestra la concentración de sólidos totales y volátiles a lo largo del tiempo de operación de los biodigestores R2 y R3 con agitación y sin agitación. También se evidencia la tendencia de disminución de estos parámetros hasta su estabilización en el día 70. La literatura indica que tanto los sólidos totales como los volátiles tienden a acumularse debido a que en el proceso de degradación de la materia orgánica se producen lodos [17]. La alimentación de los biodigestores también aporta un porcentaje al aumento de lodos, en este caso la alimentación fue soluble, por lo tanto solamente salían lodos del sistema pero no entraban.

### Generación de CH<sub>4</sub>

En la Figura 6 se presenta la generación acumulada de CH<sub>4</sub> en R2, R3 y en el control (sin alimentación). Como se puede ver, en los primeros 14 días de estabilización, solamente R3 tiene una generación considerable comparada a R2 y el control. A partir del día 15 existe un decaimiento en la generación de CH<sub>4</sub> en los biodigestores debido a una inhibición por exceso de sustrato en la alimentación (15 g DQO L<sup>-1</sup>) [30]. En el día 30 se dejó de alimentar y los biodigestores se recuperaron, a partir del día 48 se comenzó una nueva alimentación de 2.5 gDQO L<sup>-1</sup>. R2 y R3 presentaron su tasa máxima de generación de CH<sub>4</sub> 2.34 · 10<sup>-3</sup> y 1.75 · 10<sup>-3</sup> mol d<sup>-1</sup> (corresponde a 1.17 · 10<sup>-3</sup> mol<sub>CH<sub>4</sub></sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> y 0.88 · 10<sup>-3</sup> mol<sub>CH<sub>4</sub></sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) respectivamente con esta alimentación, R2 se demoró alrededor de 10 días en adaptarse, pero después se igualó a R3. En el día 90 hubo un cambio de operación y se alimentó el doble de concentración de DQO esperando un aumento en la generación de CH<sub>4</sub> sin embargo R3 no tuvo una generación significativa en este periodo. R2 al igual que antes, se demoró 10 días en adaptarse a la nueva concentración y comenzar a generar gas metano, pero su generación no fue mayor a la de la anterior fase y después de 8 días de operación, dejó de producir CH<sub>4</sub> y no pudo recuperarse. R3 por otro lado se recuperó después de quitar la alimentación en el día 126. Se regresó a operar con la alimentación de 2.5 gDQO L<sup>-1</sup>

Muestra	gDQO-CH <sub>4</sub> gSSV <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	SSV (g L <sup>-1</sup> )	%SSV/SST
Lodo laguna 3	0.035	25.6 ± 0.1	59.5
Agua laguna 3	0.032	16.2 ± 0.3	83.4
Agua biodigestor R3	0.60	1.0 ± 0.0	75.5

Tabla 4: Actividad metanogénica específica, SSV y porcentaje de relación SSV/SST de las muestras analizadas.

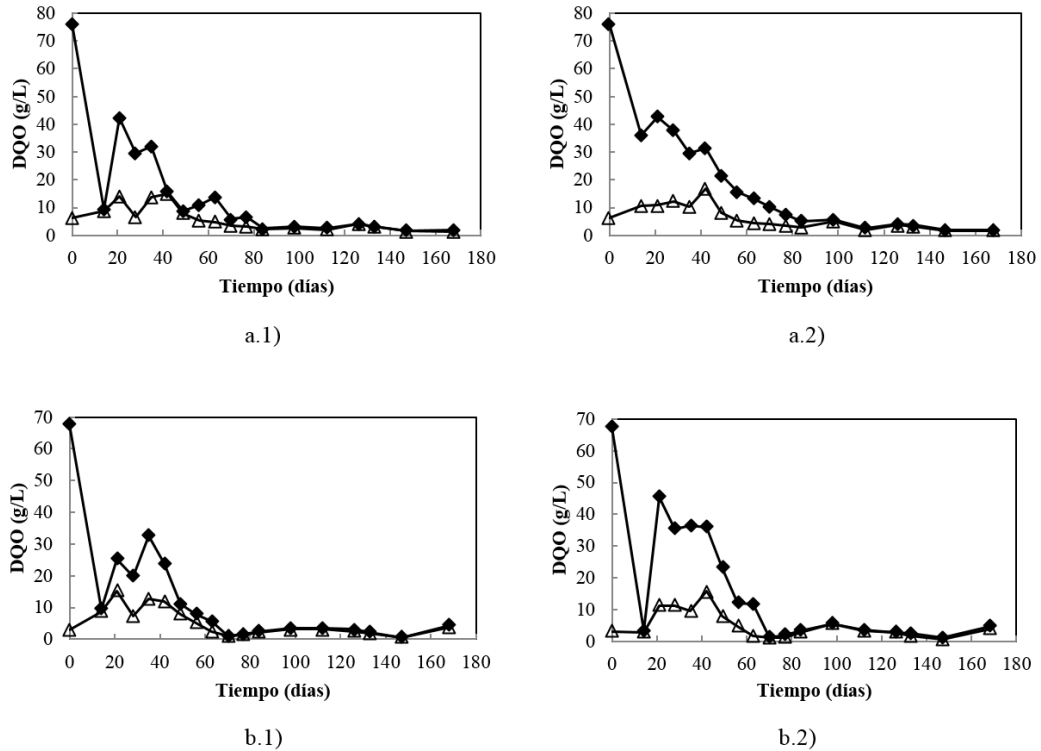


Figura 4: Concentración de DQO total (♦) y soluble (△) en función del tiempo de operación de los biodigestores. a.1) y a.2) representan al biodigestor R2 sin y con agitación respectivamente, b.1) y b.2) representan al biodigestor R3 sin y con agitación respectivamente.

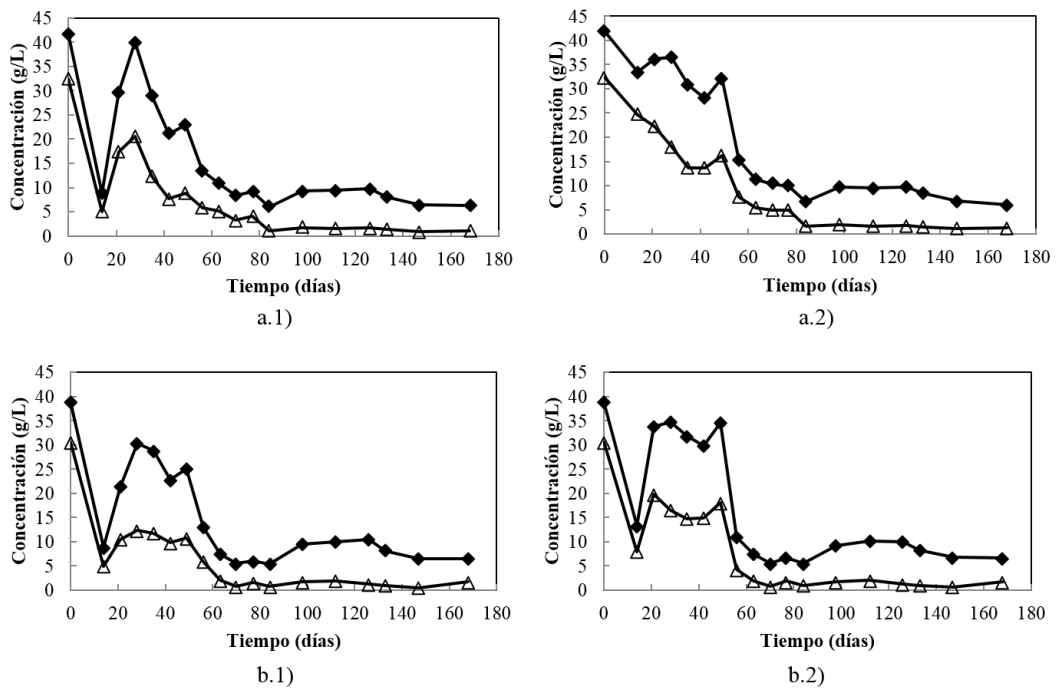
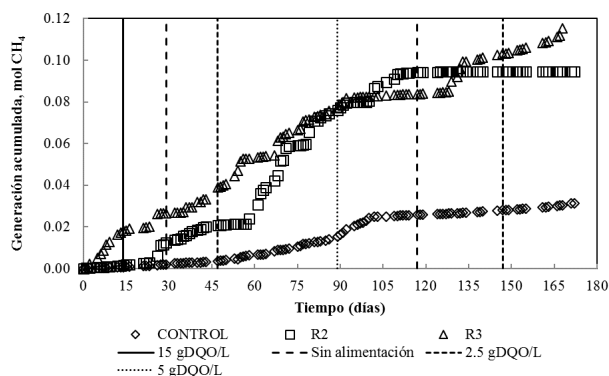


Figura 5: Concentración de Sólidos totales (♦) y volátiles (△) en función del tiempo de operación de los biodigestores. a.1) y a.2) representan al biodigestor R2 sin y con agitación respectivamente, b.1) y b.2) representan al biodigestor R3 sin y con agitación respectivamente.

en el día 148 y se obtuvo una generación máxima de gas metano de  $1.68 \cdot 10^{-3} \text{ mol d}^{-1}$ , valor cercano a lo producido anteriormente. El control presenta una generación máxima de metano de  $0.72 \cdot 10^{-3} \text{ mol d}^{-1}$  y una curva parecida a las de actividad metanogénica ya que se trata de un reactor batch.



**Figura 6:** Generación acumulada de  $\text{CH}_4$  en los biodigestores en función del tiempo de operación. Las líneas representan las diferentes concentraciones de DQO en la alimentación. Periodos: de 0 a 15 días sin alimentación; de 15 a 30 días alimentación de  $15 \text{ gDQO L}^{-1}$ ; de 30 a 48 días sin alimentación; de 48 a 90 días alimentación  $2.5 \text{ gDQO L}^{-1}$ ; de 90 días a 118 días alimentación  $5 \text{ gDQO L}^{-1}$ ; de 118 días a 148 días sin alimentación; de 148 días a 180 días alimentación  $2.5 \text{ gDQO L}^{-1}$ .

La generación de gas metano con respecto a los SV presentes en el biodigestor es de  $16.3 \cdot 10^{-3}$  y  $12.0 \cdot 10^{-3} \text{ mol CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  para R2 y R3 respectivamente. Estos valores son mucho mayores a los presentados en un estudio similar realizado anteriormente [31]. Sin embargo en otros estudios similares pero con otro tipo de sustrato en la alimentación, se tiene valores de  $900\text{-}2000 \text{ mL CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (corresponde a  $36.2 \cdot 10^{-3} - 80.5 \cdot 10^{-3} \text{ mol CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , a 1 atm y  $30^\circ\text{C}$ ) [32].

## Conclusiones

Las muestras de agua residual y lodos obtenidas de un sistema de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma, presentan concentraciones altas de DQO total y soluble; los sólidos totales, volátiles y suspendidos también son muy elevados especialmente en los lodos; las concentraciones de nitrato y amonio son bajas y no interfieren en el proceso de digestión de la materia orgánica. La actividad metanogénica específica (AME) del agua del biodigestor es la más alta ( $0.60 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). El uso de medio basal mineral con acetato promueve el enriquecimiento microorganismos generadores de gas metano. La producción de gas metano más alta se registró en el biodigestor R2 con un valor de  $1.17 \cdot 10^{-3} \text{ mol}_{\text{CH}_4} \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  a una carga de DQO en la alimentación de  $0.28 \text{ gDQO}_{\text{acetato}} \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . El mayor porcentaje de remoción de materia orgánica se presentó en el biodigestor en R3 con un valor de 89.2 %.

## Agradecimientos

Agradecemos a las autoridades de la Universidad San Francisco de Quito por el apoyo en el desarrollo de este trabajo científico. Nuestro agradecimiento también para los representantes de la extractora de aceite crudo de palma por la apertura y ayuda durante el desarrollo del proyecto.

## Referencias

- [1] Obidzinski, K.; Andriani, R.; Komarudin, H.; Andrianto, A. 2012. "Environmental and social impacts of oil palm plantations and their implications for biofuel production in Indonesia". *Ecology and Society*, 17(1): 25.
- [2] Igwe, J.; Onyegbado C. 2007. "A review of palm oil mill effluent (POME) water treatment". *Glob. J. Environ. Res.*, 1: 54-62.
- [3] Zahrim, A.; Nasimah A.; Hilal N. 2014. "Pollutants analysis during conventional palm oil mill effluent (POME) ponding system and decolourisation of anaerobically treated POME via calcium lactate-polyacrylamide". *J. Water Process Eng.*, 4: 159-165.
- [4] Rupani, P.; Singh, R.; Ibrahim M.; Esa, N. 2010. "Review of current palm oil mill effluent (POME) treatment methods: vermicomposting as a sustainable practice". *World Appl. Sci. J.*, 11: 70-81.
- [5] Teng, T.; Wong, Y.; Ong, S.; Norhashimah, M.; Rafatullah, M. 2013. "Start-up Operation of Anaerobic Degradation Process for Palm Oil Mill Effluent in Anaerobic Bench Scale Reactor (ABSR)". *Procedia Environ. Sci.*, 18: 442-450. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proem.2013.04.059>.
- [6] Acosta, Y.; Cristina, M.; Abreu, O. 2005. "La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I". *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar XXXIX*. 1: 35-48.
- [7] Chandra, R.; Vijay, V.; Subbarao, P.; Khura T. 2012. "Production of methane from anaerobic digestion of jatropha and pongamia oil cakes". *Appl. Energy*, 93: 148-159. doi:10.1016/j.apenergy.2010.10.049.
- [8] Thauer, R. 1998. "Biochemistry of methanogenesis: a tribute to Marjory Stephenson: 1998 Marjory Stephenson Prize Lecture". *Microbiology*, 144: 2377-2406.
- [9] Gujer, W.; Zehnder, A. 1983. "Conversion processes in anaerobic digestion". *Water Sci. Technol.*, 15: 127-167.
- [10] Koster, I.; Cramer, A. 1987. "Inhibition of Methanogenesis from Acetate in Granular Sludge by Long-Chain Fatty Acids". *Appl. Envir. Microbiol.*, 53: 403-409.
- [11] Stocker T.; Qin, D., Plattner G.; Tignor, M.; Allen, S.; Boschung, J., et al. 2013. "IPCC, 2013: climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change". Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, doi:10.1017/CBO9781107415324.

- [12] Salomon, K.; Lora E. 2009. "Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil". *Biomass and Bioenergy*, 33: 1101-1107.
- [13] APHA. 2012. "Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association Washington". 22nd. Washington, DC: American Public Health Association.
- [14] U.S. EPA, 2000. "Anaerobic Lagoon". Wastewater Technology Fact Sheet, Cincinnati Ohio.
- [15] Torres, P.; Pérez, A. 2010. "Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales". *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 9: 5-14
- [16] Chan Y.; Chong, M.; Law C. 2010. "Biological treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent (POME) using a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor (SBR)". *J. Environ. Manage.*, 91: 1738-1746. doi:10.1016/j.jenvman.2010.03.021.
- [17] Metcalf & Eddy 2014. "Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery". 5th Edition AECOM. New York.
- [18] Poh P.; Yong, W.; Chong M. 2010. "Palm oil mill effluent (POME) characteristic in high crop season and the applicability of high-rate anaerobic bioreactors for the treatment of POME". *Ind. Eng. Chem. Res.*, 49: 11732-11740. doi:10.1021/ie101486w.
- [19] Najafpour G.; Zinatizadeh, L.; Mohamed, R.; Hasnain Isa, M.; Nasrollahzadeh, H. 2006. "High-rate anaerobic digestion of palm oil mill effluent in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor". *Process Biochem.*, 41: 370-379. doi:10.1016/j.procbio.2005.06.031.
- [20] Cheng X.; Li, Q.; Liu C. 2012. "Coproduct of hydrogen and methane via anaerobic fermentation of cornstalk waste in continuous stirred tank reactor integrated with up-flow anaerobic sludge bed". *Bioresour. Technol.*, 114: 327-333. doi:10.1016/j.biortech.2012.03.038.
- [21] Zinatizadeh L.; Mohamed, R.; Abdullah, Z.; Mashitah M.; Hasnain Isa, M.; Najafpour, G. 2006. "Process modeling and analysis of palm oil mill effluent treatment in an up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor using response surface methodology (RSM)". *Water Res.*, 40: 3193-3208. doi:10.1016/j.watres.2006.07.005.
- [22] Abdurahman, N.; Rosli Y.; Azhari N. 2013. "The Performance Evaluation of Anaerobic Methods for Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment: A Review". *Int. Perspect. Water Qual. Manag. Pollut. Control.*, 87 - 106. doi:10.5772/54331.
- [23] Zeng, R.; Lemaire, R.; Yuan Z.; Keller, J. 2003. "Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor". *Biotechnol. Bioeng.*, 84: 170-178.
- [24] Klüber, H.; Conrad, R. 1998. "Effects of nitrate, nitrite, NO and N<sub>2</sub>O on methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil". *FEMS Microbiol. Ecol.*, 25: 301-318.
- [25] Rojas, M.; Netto, A.; Zaiat, M. 2008. "Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio - Aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica". *Interciencia*, 33: 284-289.
- [26] Lozano, C.; Mendoza, M.; de Arango, M.; Monroy E. 2009. "Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment". *Waste Manag.*, 29: 704-711. doi:10.1016/j.wasman.2008.06.021.
- [27] Colleran, E.; Concannon, F.; Golden, T.; Geoghegan, F.; Crumlish, B.; Killilea, E. et al. 1992. "Use of methanogenic activity tests to characterize anaerobic sludges, screen for anaerobic biodegradability and determine toxicity thresholds against individual anaerobic trophic". *Water Sci. Technol.*, 25: 31-40.
- [28] Guerra, R.; González, S.; Trupiano, A.; Figueroa, M. 2001. "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". *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 5: 19-22.
- [29] Theuretzbacher, F.; Lizasoain, J.; Lefever, C.; Saylor, M.; Enguidanos, R.; Weran, N. et al. 2015. "Steam explosion pretreatment of wheat straw to improve methane yields: Investigation of the degradation kinetics of structural compounds during anaerobic digestion". *Bioresour. Technol.*, 179: 299-305. doi:10.1016/j.biortech.2014.12.008.
- [30] Lowe S.; Jain M.; Zeikus, J. 1993. "Biology, ecology, and biotechnological applications of anaerobic bacteria adapted to environmental stresses in temperature, pH, salinity, or substrates". *Microbiol. Rev.*, 57: 451-509. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC372919/>.
- [31] Pazmiño, G.; Peñafiel, R. 2015. "Determinación de generación de metano y remoción de carga orgánica en las lagunas anaerobias del sistema de tratamiento de aguas residuales de una empresa extractora de aceite de palma africana". Universidad San Francisco de Quito, Tesis de Ingeniería Ambiental: Quito.
- [32] Bouallagui, H.; Ben Cheikh, R.; Marouani, L.; Hamdi, M. 2003. "Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester". *Bioresour. Technol.*, 86: 85-89.