

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias e Ingeniería

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

Proyecto de Investigación

Pablo Vinicio Garzón Guerra

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

Quito, 24 de julio de 2015

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO
COLEGIO DE CIENCIAS E INGENIERÍA

HOJA DE CALIFICACIÓN
DE TRABAJO DE TITULACIÓN

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 Vinicio Garzón Guerra

Calificación:

Nombre del profesor, Título académico

Ródney Peñafiel, Dr.Ing.

Firma del profesor

Quito, 24 de juliode 2015

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: Pablo Vinicio Garzón Guerra

Código: 00105666

Cédula de Identidad: 1721598132

Lugar y fecha: Quito, julio de 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

Pablo Garzón¹, Rodny Peñafiel¹, Valeria Ochoa-Herrera¹

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 busca determinar la tasa de generación de metano en biodigestores experimentales a escala de laboratorio, utilizando acetato como sustrato y el agua y lodos provenientes de un sistema de tratamiento de agua residual de una extractora ubicada en la provincia de Esmeraldas, Ecuador, como inóculo microbiano. La caracterización realizada demostró que el agua residual que ingresa al sistema de tratamiento, presenta concentraciones altas de DQO total y soluble, de sólidos totales y volátiles y un pH ácido. La actividad metanogénica específica (AME) del inóculo (agua y lodos) es muy baja (0.032 y 0.035 gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹ respectivamente) pero la del agua del biodigestor después del tiempo de operación del mismo, aumenta a 0.60 gDQO-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹. El porcentaje de remoción de DQO más alto que se alcanzó en el biodigestor fue de 89.2%. La mayor tasa de generación de metano fue 83.14 mL d⁻¹ con una carga orgánica de 0.28 gDQO L⁻¹ d⁻¹.

Palabras Clave: actividad metanogénica, metano, biodigestores, POME, digestión anaerobia, DQO

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 a wastewater treatment plant from an Palm Oil Mill located in the province of Esmeraldas, Ecuador as microbial inoculum. This characterization showed that the wastewater entering the treatment system has high concentrations of total and soluble COD, total and volatile solids and an acid pH. The specific methanogenic activity (SMA) of the inoculum (water and sludge) is very low (0.032 and 0.035 gCOD-CH₄ gVSS⁻¹ d⁻¹ respectively) but the water bioreactor after operating time increases to 0.60 gCOD-CH₄ gVSS⁻¹ d⁻¹. The percentage of higher COD removal reached was 89.2%. Most methane generation rate was 83.14 mL d⁻¹ with an organic load of 0.28 gCOD L⁻¹ d⁻¹.

Keywords: methanogenic activity, methane, bioreactor, POME, anaerobic digestion, COD

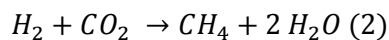
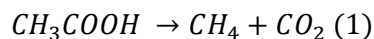
Introducción

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 m³ 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 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 abarata costos de operación. Otra ventaja y una de las más importantes es la formación de biogás (mezcla de CO₂, CH₄ y otros gases) que se puede aprovechar energéticamente, incluso satisface la demanda energética de las propias plantas industriales [6]. Finalmente, la baja producción de lodos disminuye costos de operación ya que no es necesaria una gran inversión para tratarlos [7].

Éste proceso consta de varias etapas, las cuales se cumplen gracias a la acción de enzimas sintetizadas por diferentes grupos de microorganismos. En general se reconocen 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].

Durante 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, este forma parte del grupo de los gases de efecto invernadero (GEI). Este gas tiene un potencial de calentamiento global de 21, es decir contribuye al calentamiento global en un factor de 21 veces más en relación al dióxido de carbono [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 [2]. Sin embargo el metano tiene un poder calorífico promedio de 890 kJ/mol o 55530 kJ/kg, por lo tanto tiene

varias aplicaciones útiles como la producción y aprovechamiento de calor o vapor, generación de electricidad, incluso se puede utilizar como una fuente de 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 “Florentino”. 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 PublicHealthAssociation*) [13] y de la EPA (*EnvironmentalProtection 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 N₂ 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°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: $gDQO - CH_4 gSSV^{-1}d^{-1}$. Los bioensayos se realizaron por triplicado.

Tabla 1. Composición del medio basal mineral con acetato

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

*equivalente a 2.5 g DQO de acetato

¹ H₃BO₃, FeCl₂·4H₂O, ZnCl₂, MnCl₂, (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O, AlCl₃·6H₂O, CoCl₂·6H₂O, NiCl₂·6H₂O, CuSO₄·5H₂O, NaSeO₃·5H₂O, EDTA, Resazurin, HCl 36%.

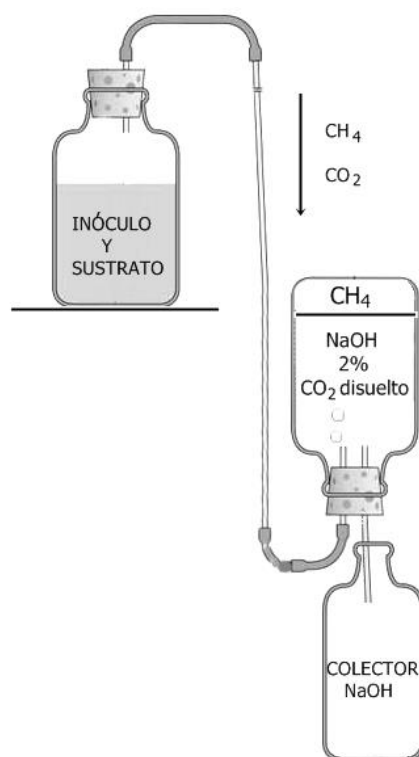


Figura 1. Esquema Bioensayos AME

Biodigestores

Se instalaron 3 biodigestores utilizando recipientes plásticos herméticos, cada uno con una capacidad de 4 litros pero con un volumen de operación de 2 litros (Figura 2). 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, únicamente se realizó en 2 biodigestores (R2 y R3) el restante sirvió como control. El caudal de alimentación fue 222 mL d^{-1} , 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.

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

Días	Concentración (gDQO L ⁻¹)	Carga Orgánica (gDQO L ⁻¹ d ⁻¹)
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

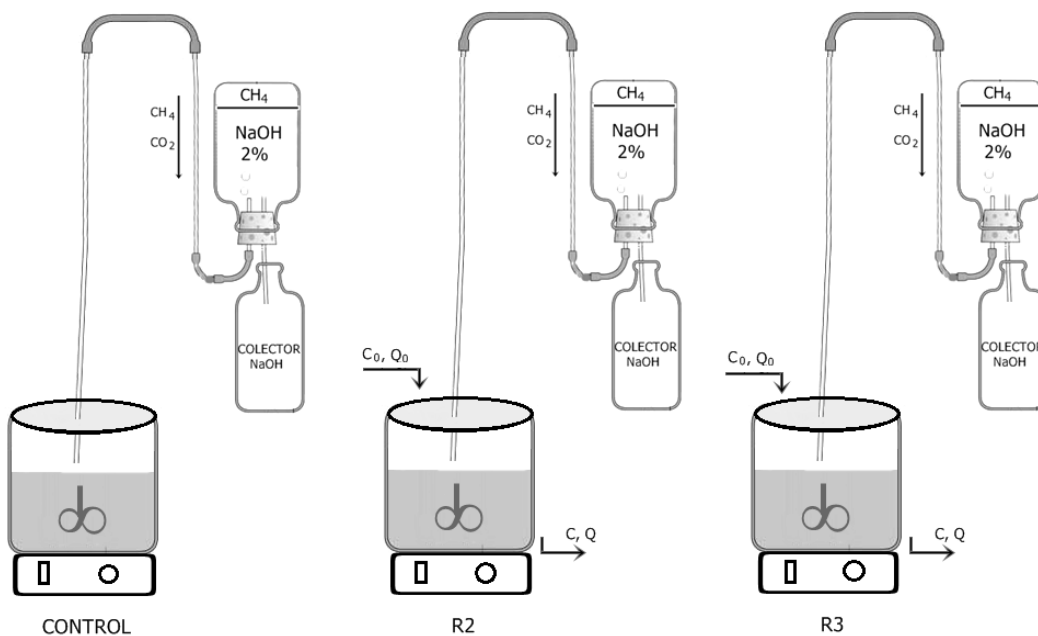


Figura 2. Esquema Biodigestores: Control y dos réplicas

Resultados y Discusión

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

Tabla 3. Caracterización de muestras obtenidas

Parámetro	Unidad	Ingreso a Florentino	Agua Laguna 3	Lodo Laguna 3
pH		3.98	5.48	5.37
DQO total	g L ⁻¹	74.99±2.20	36.44±3.96	64.26±0.66
DQO soluble	g L ⁻¹	27.89±0.66	4.73±0.00	15.30±0.88
Sólidos totales	g L ⁻¹	44.01±0.76	26.17±0.47	62.67±0.00
Sólidos volátiles	g L ⁻¹	37.29±0.64	19.34±0.39	32.65±0.30
Sólidos suspendidos totales	g L ⁻¹	22.61±3.61	19.42±0.40	43.16±0.39
Sólidos suspendidos volátiles	g L ⁻¹	20.35±2.96	16.21±0.33	25.68±0.15
Nitratos	mg L ⁻¹	68.87±2.16	414.88±11.78	82.44±0.58
Amonio	mg L ⁻¹	122±3.51	82.04±4.06	123.21±24.63

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 5.48 y 5.37 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⁻¹) [17]. En varios estudios previos de efluentes residuales en extractoras de aceite, se encuentran valores de DQO en un rango de 44.3 a 79.72 g L⁻¹ [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⁻¹, 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 14.31%, mientras que la DQO soluble presenta un porcentaje de remoción del 45.14%.

Con respecto a los sólidos, el efluente llega al Florentino con 44.01±0.76 g L⁻¹ de ST y 37.29±0.64 de SV. Estos valores están dentro de los rangos encontrados en la literatura, para los ST se presenta un rango de 31.53 a 72.06 g L⁻¹ mientras que para los SV de 34 a 49.3 g L⁻¹ [22]. En la Laguna 3 los ST y SV del agua disminuyen a 26.17±0.47 y 19.34±0.39 g L⁻¹ respectivamente. En los lodos de la misma laguna la

concentración de ST y SV es de 62.67 y $32.65 \pm 0.30 \text{ g L}^{-1}$ 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 15.66 a 39.1 g L^{-1} y para los SSV de 3.66 a 27.3 g L^{-1} [18]. En el agua de la Laguna 3 se reducen los SST y SSV a 19.42 ± 0.40 y $16.21 \pm 0.33 \text{ g L}^{-1}$ respectivamente mientras que en el lodo las concentraciones se mantienen altas 43.16 ± 0.39 y $25.68 \pm 0.15 \text{ g L}^{-1}$ respectivamente.

La concentración de nitratos (NO_3^-) en el Florentino es $68.87 \pm 2.16 \text{ mg L}^{-1}$, en la Laguna 3 la concentración aumenta a $414.88 \pm 11.78 \text{ mg L}^{-1}$ y en el fondo de la misma es de $82.44 \pm 0.58 \text{ mg L}^{-1}$. El incremento de la concentración de 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 se ve relacionado con las concentraciones de amonio (NH_4^+), que inicia en $122 \pm 3.51 \text{ mg L}^{-1}$ en el Florentino y en la Laguna 3 alcanza un valor de $82.04 \pm 4.06 \text{ mg L}^{-1}$ mientras que en el fondo de la laguna (lodo) su concentración es de $123.21 \pm 24.63 \text{ mg L}^{-1}$. Como se puede notar el NO_3^- y el NH_4^+ no interfieren en los procesos 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 empieza a incrementar la concentración de sulfatos, la toxicidad del NH_4^+ se debe a su forma no ionizada (amoníaco libre), por lo tanto solo a altas concentraciones (1300 a 4500 mg L^{-1}) el amonio inhibe la actividad metanogénica [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 CO_2 y 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_4 , 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.

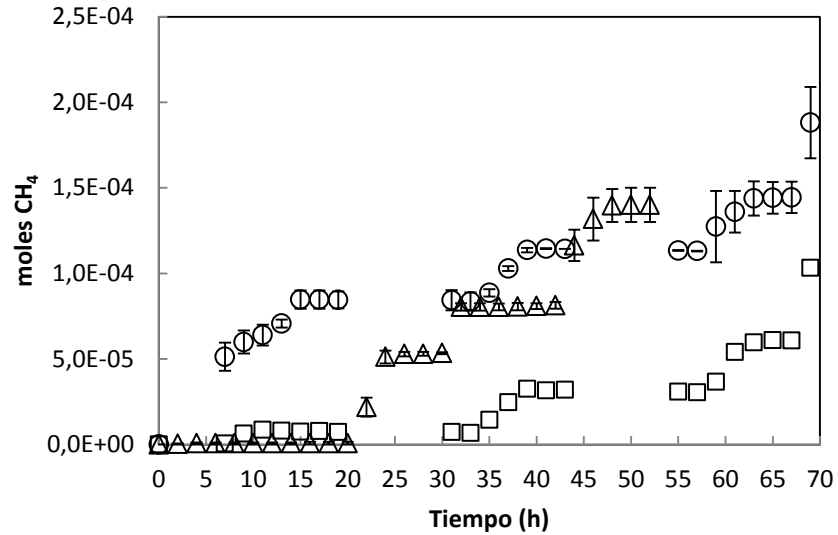


Figura 3. Generación acumulada de CH₄ en los bioensayos en función del tiempo. Leyenda: (○) lodos, (□) agua de la laguna 3 y (△) agua del biodigestor R3. Las barras de error representan la desviación estándar de los bioensayos por triplicado.

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

Muestra	gDQO-CH ₄ gSSV ⁻¹ d ⁻¹	SSV (g L ⁻¹)	%SSV/SST
Lodo Laguna 3	0.035	25.68±0.15	59.50
Agua Laguna 3	0.032	16.21±0.33	83.46
Agua Biodigestor R3	0.60	1.01±0.00	75.56

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-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹. 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-CH₄ gSSV⁻¹ d⁻¹ para inóculos microbianos que son o serán utilizados para el tratamiento anaerobio de POME [21].

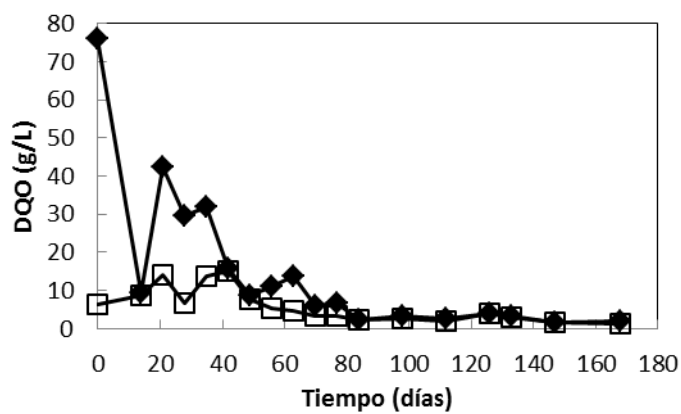
Con respecto a la relación %SSV/SST, el agua de la Laguna 3 presenta el porcentaje más alto, sin embargo no tiene la mejor actividad metanogénica. La relación del agua del biodigestor también es muy buena y su actividad metanogénica está dentro del rango óptimo. Esta relación es muy importante ya que 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 CO₂ y CH₄ [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.

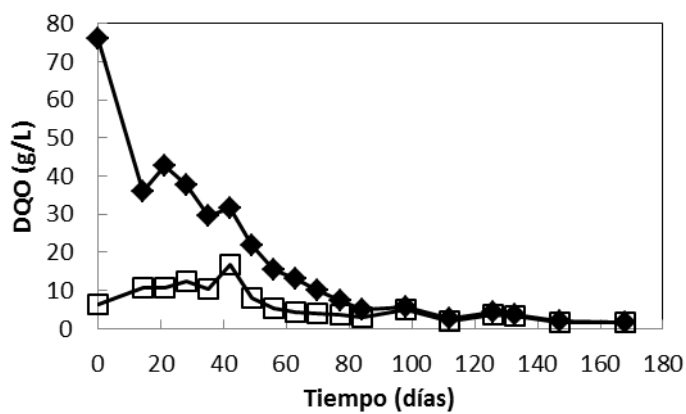
Biodigestores

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 76.12 y 6.25 g L⁻¹ de DQO total y soluble respectivamente, mientras que R3 con 67.51 y 3.06 g L⁻¹. Los dos biodigestores se estabilizan a partir del día 70 con una carga orgánica de 0.28 gDQO L⁻¹ d⁻¹ 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⁻¹ d⁻¹ 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⁻¹ d⁻¹ de carga orgánica con porcentajes de remoción del 80-90% en biodigestores con TRH de 1 a 3 días [18,19,21].

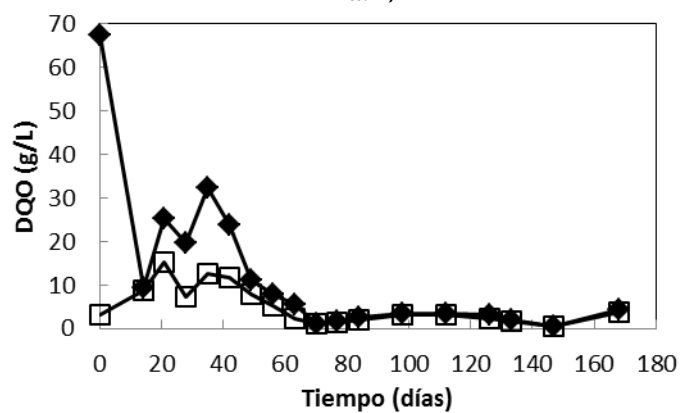
La Figura 5 muestra la concentración de sólidos totales y volátiles a lo largo del tiempo de operación de los biodigestores R2 y R3 con agitación y sin agitación. También se evidencia la tendencia de disminución de estos parámetros hasta su estabilización en el día 70. La literatura indica que tanto 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.



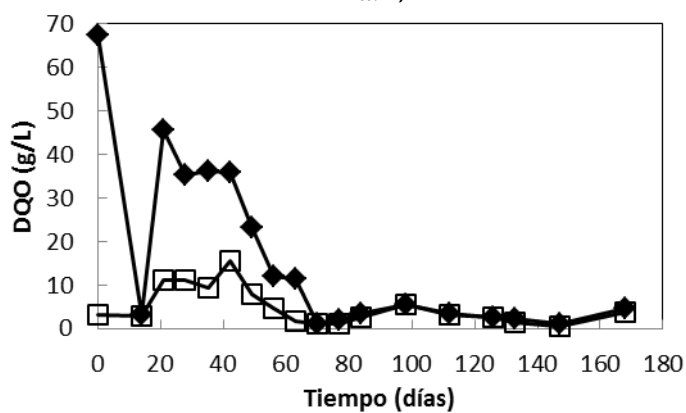
a.1)



a.2)



b.1)



b.2)

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

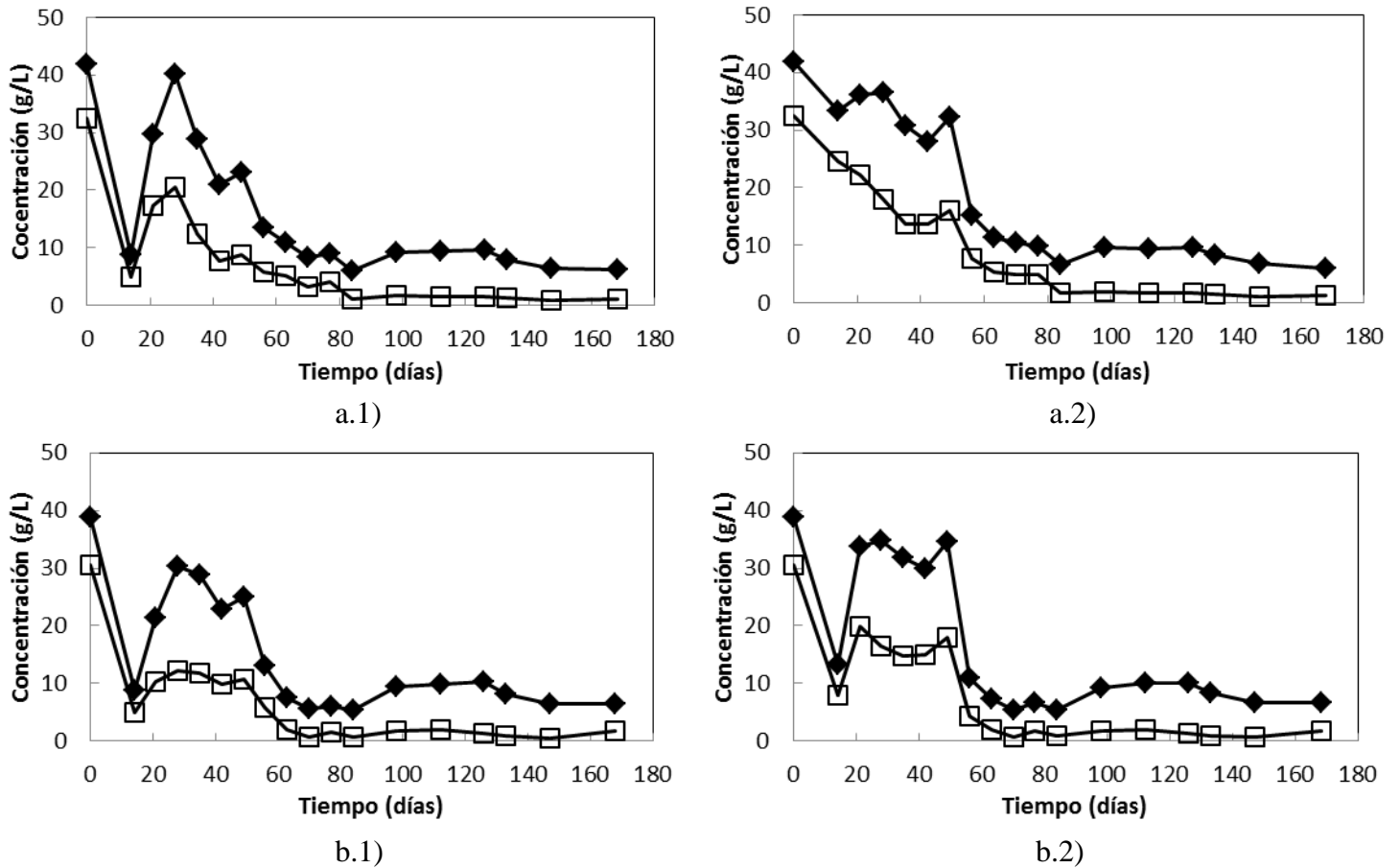


Figura 5. Concentración de Sólidos totales (◆) y volátiles (□) en función del tiempo de operación de los biodigestores. a.1) y a.2) representan al biodigestor R2 sin y con agitación respectivamente, b.1) y b.2) representan al biodigestor R3 sin y con agitación respectivamente.

Generación de CH₄

En la Figura 6 se presenta la generación acumulada de CH₄ en R2, R3 y en el control (si 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 CH₄ en los biodigestores debido a una inhibición por exceso de sustrato en la alimentación (15g DQO L⁻¹) [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 2.5gDQO L⁻¹. R2 y R3 presentaron su tasa máxima de generación de CH₄ (83.14 y 62.14 mL d⁻¹ respectivamente) con esta alimentación, R2 se demoró alrededor de 10 días en adaptarse, pero después se igualó con 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 CH₄ sin embargo los microorganismos son muy sensibles a cambios de concentración del sustrato y 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_4 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^{-1} en el día 148 y se obtuvo una generación máxima de gas metano de 59.75 mL d^{-1} , valor cercano a lo producido anteriormente. El control presenta una generación máxima de metano de 25.60 mL d^{-1} y presenta una curva parecida a las de actividad metanogénica ya que se trata de un reactor *batch*.

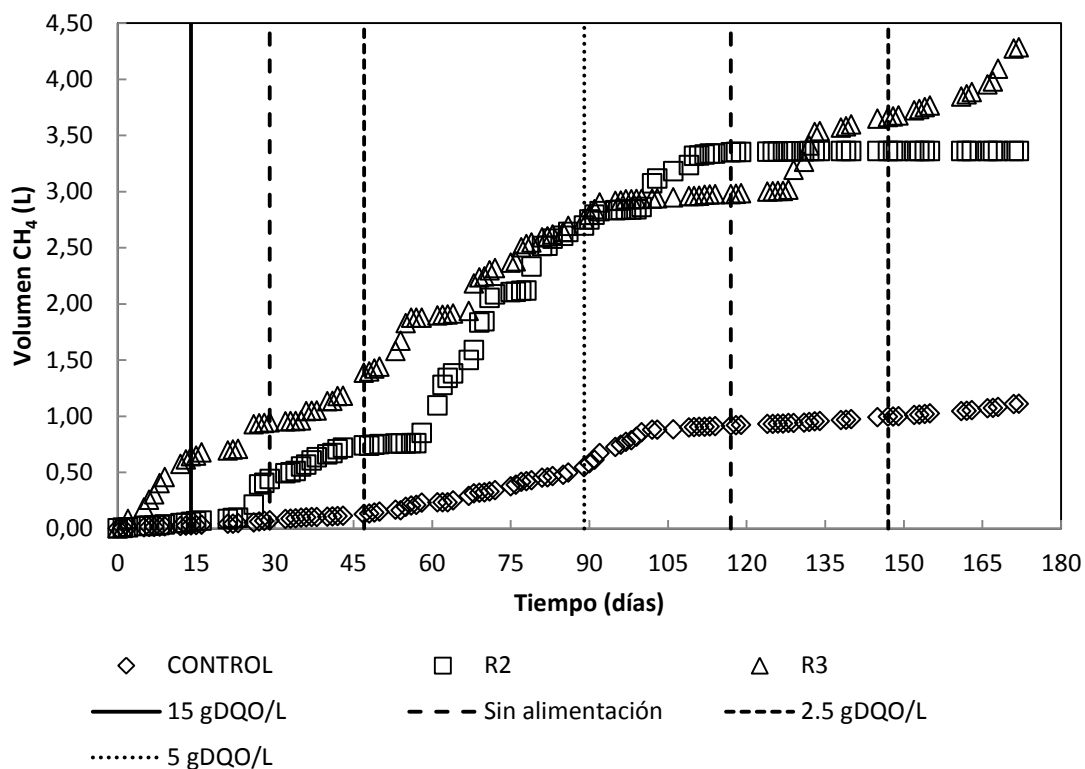


Figura 6. Generación acumulada de CH_4 en los biodigestores en función del tiempo de operación. Las líneas representan las diferentes concentraciones de DQO en la alimentación.

La generación de gas metano con respecto a los SV presentes en el biodigestor ($\text{mL CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$) es de 577.36 y $425.33 \text{ mL CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 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 $900\text{-}2000 \text{ mL CH}_4 \text{ gSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ [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 gDQO-CH₄ SSV⁻¹d⁻¹). El uso de medio basal mineral con acetato promueve el enriquecimiento microorganismos generadores de gas metano, sin embargo estos no se logran acumular en el biodigestor. La producción de gas metano más alta fue en R2 de 83.14 mL d⁻¹ a una carga de DQO en la alimentación de 0.28 g L⁻¹d⁻¹. El mayor porcentaje de remoción de materia orgánica en los biodigestores a escala de laboratorio fue en R3 del 89.2%.

Agradecimientos

Agradezco a mi familia y mi novia por su apoyo incondicional. A mi tutor Rodny por su guía y paciencia a lo largo de este estudio. A mis profesores y toda el área de Ingeniería Ambiental que gracias a su ayuda, empeño y dedicación pude completar esta etapa de mi vida. A mis amigos y compañeros de carrera que demostramos ser un equipo de trabajo muy unido.

Referencias bibliográficas

- [1] WWF, Palm oil: Productive and versatile, (2004).
http://wwf.panda.org/what_we_do/footprint/agriculture/palm_oil/about/ (accessed July 8, 2015).
- [2] J.C. Igwe, C.C. Onyegbado, A review of palm oil mill effluent (POME) water treatment, *Glob. J. Environ. Res.* 1 (2007) 54–62.
- [3] A.Y. Zahrim, A. Nasimah, N. Hilal, 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 (2014) 159–165.
- [4] P.F. Rupani, R.P. Singh, M.H. Ibrahim, N. Esa, Review of current palm oil mill effluent (POME) treatment methods: vermicomposting as a sustainable practice, *World Appl. Sci. J.* 11 (2010) 70–81.
- [5] T.T. Teng, Y.-S. Wong, S.-A. Ong, M. Norhashimah, M. Rafatullah, Start-up Operation of Anaerobic Degradation Process for Palm Oil Mill Effluent in Anaerobic Bench Scale Reactor (ABSR), *Procedia Environ. Sci.* 18 (2013) 442–450. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.059>.
- [6] Y.L. Acosta, M. Cristina, O. Abreu, La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I, XXXIX (2005) 35–48.
- [7] R. Chandra, V.K. Vijay, P.M. V Subbarao, T.K. Khura, Production of methane from anaerobic digestion of jatropha and pongamia oil cakes, *Appl. Energy.* 93 (2012) 148–159.
doi:[10.1016/j.apenergy.2010.10.049](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.10.049).
- [8] R.K. Thauer, Biochemistry of methanogenesis: a tribute to Marjory Stephenson: 1998 Marjory Stephenson Prize Lecture, *Microbiology.* 144 (1998) 2377–2406.
- [9] W. Gujer, A.J.B. Zehnder, Conversion processes in anaerobic digestion, *Water Sci. Technol.* 15 (1983) 127–167.

- [10] I.W. Koster, A. Cramer, Inhibition of Methanogenesis from Acetate in Granular Sludge by Long-Chain Fatty Acids, *Appl. Envir. Microbiol.* 53 (1987) 403–409.
<http://aem.asm.org/cgi/content/long/53/2/403> (accessed July 22, 2015).
- [11] T.F. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, et al., 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, (2013).
- [12] K.R. Salomon, E.E.S. Lora, Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil, *Biomass and Bioenergy.* 33 (2009) 1101–1107.
- [13] APHA, Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association Washington, DC, 2012.
- [14] EPA, Wastewater Technology Fact Sheet. Anaerobic Lagoon, US-EPA, Sept. (2000).
- [15] P. Torres, A. Pérez, Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales, (2010).
- [16] Y.J. Chan, M.F. Chong, C.L. Law, Biological treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent (POME) using a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor (SBR), *J. Environ. Manage.* 91 (2010) 1738–1746. doi:10.1016/j.jenvman.2010.03.021.
- [17] G. Tchobanoglous, H.D. Stensel, R. Tsuchihashi, F.L. Burton, M. Abu-Orf, G. Bowden, et al., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, (2014).
- [18] P.E. Poh, W.J. Yong, M.F. Chong, 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 (2010) 11732–11740. doi:10.1021/ie101486w.
- [19] G.D. Najafpour, a. a L. Zinatizadeh, a. R. Mohamed, M. Hasnain Isa, H. Nasrollahzadeh, High-rate anaerobic digestion of palm oil mill effluent in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor, *Process Biochem.* 41 (2006) 370–379. doi:10.1016/j.procbio.2005.06.031.
- [20] X.Y. Cheng, Q. Li, C.Z. Liu, Coproduction 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 (2012) 327–333. doi:10.1016/j.biortech.2012.03.038.
- [21] a. a L. Zinatizadeh, a. R. Mohamed, a. Z. Abdullah, M.D. Mashitah, M. Hasnain Isa, G.D. Najafpour, 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 (2006) 3193–3208. doi:10.1016/j.watres.2006.07.005.

- [22] N.H. Abdurahman, Y.M. Rosli, N.H. Azhari, The Performance Evaluation of Anaerobic Methods for Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment : A Review, *Int. Perspect. Water Qual. Manag. Pollut. Control.* (2013) 87 – 106. doi:10.5772/54331.
- [23] R.J. Zeng, R. Lemaire, Z. Yuan, J. Keller, Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor, *Biotechnol. Bioeng.* 84 (2003) 170–178.
- [24] H.D. Klüber, R. Conrad, Effects of nitrate, nitrite, NO and N₂O on methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil, *FEMS Microbiol. Ecol.* 25 (1998) 301–318.
- [25] M.A. Rojas, A.O. Netto, M. Zaiat, Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio - Aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica, *Interciencia.* 33 (2008) 284–289.
- [26] C.J.S. Lozano, M.V. Mendoza, M.C. de Arango, E.F.C. Monroy, Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment, *Waste Manag.* 29 (2009) 704–711. doi:10.1016/j.wasman.2008.06.021.
- [27] E. Collieran, F. Concannon, T. Golden, F. Geoghegan, B. Crumlish, E. Killilea, et al., 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 (1992) 31–40.
- [28] R. Guerra, S. González, A. Trupiano, M. Figueroa, 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, *Asades.* (2001) 6.
- [29] F. Theuretzbacher, J. Lizasoain, C. Lefever, M.K. Saylor, R. Enguidanos, N. Weran, et al., Steam explosion pretreatment of wheat straw to improve methane yields: Investigation of the degradation kinetics of structural compounds during anaerobic digestion, *Bioresour. Technol.* 179 (2015) 299–305. doi:10.1016/j.biortech.2014.12.008.
- [30] S.E. Lowe, M.K. Jain, J.G. Zeikus, Biology, ecology, and biotechnological applications of anaerobic bacteria adapted to environmental stresses in temperature, pH, salinity, or substrates., *Microbiol. Rev.* 57 (1993) 451–509. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC372919/>.
- [31] G. Pazmiño, R. Peñafiel, 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, Quito, 2015.
- [32] H. Bouallagui, R. Ben Cheikh, L. Marouani, M. Hamdi, Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester, *Bioresour. Technol.* 86 (2003) 85–89.