

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias e Ingeniería

Estudio de la generación de gas metano (CH₄) y remoción de carga orgánica en las lagunas anaerobias de la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma

Ana Gisell Pazmiño Sosa

Ródney Peñafiel, Dr. Ing., Director de Tesis

Tesis de grado presentada como requisito
para la obtención del título de Ingeniera Ambiental

Quito, mayo de 2015

Universidad San Francisco de Quito

Colegio de Ciencias e Ingeniería

Estudio de la generación de gas metano (CH₄) y remoción de carga orgánica en las lagunas anaerobias de la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma

Ana Gisell Pazmiño Sosa

Ródney Peñafiel, Dr. Ing.
Director de Tesis

Valeria Ochoa-Herrera, Ph.D.
Miembro del Comité de Tesis

Isabel Meza, MSc.
Miembro del Comité de Tesis

Ximena Córdova, Ph.D.
Decana de la Escuela de Ingeniería
Colegio de Ciencia e Ingeniería

Quito, mayo de 2015

© DERECHOS DE AUTOR

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

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

Firma: _____

Nombre: Ana Gisell Pazmiño Sosa

C. I.: 1716135106

Lugar: Quito, mayo de 2015

DEDICATORIA

A Dios y su amor incondicional, por ser guía y fortaleza brindándome esperanza en los momentos difíciles.

Y a mi mami Sulema, por su compañía en el transcurso del camino, convirtiéndose en mi ángel, obsequiándome la motivación necesaria para continuar.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por su inigualable cariño y enseñanza constante.

A Ródney Peñafiel por su tiempo, paciencia y dedicación durante el desarrollo de esta investigación.

A mis profesores Valeria Ochoa y René Parra por compartir sus conocimientos y generar aportes valiosos en momentos de incertidumbre.

RESUMEN

El cultivo de palma africana en el Ecuador tuvo 280 000 hectáreas sembradas para el 2013. El cultivo de aceite de palma puede traer consigo graves problemas ambientales como deforestación, pérdida de biodiversidad, contaminación del aire, descargas de agua residual contaminada entre otros. Dentro de los impactos más significativos de la extracción de aceite crudo de palma se encuentra la generación de agua residual, la cual posee gran concentración de materia orgánica, altas temperaturas y pH ácido. El método más común de tratamiento de este efluente es el sistema de lagunaje que consiste en lagunas dispuestas en serie, inicialmente anaerobias, seguidas por facultativas y finalmente aerobias.

Esta investigación tiene como objetivo determinar la generación de metano y la remoción de la carga orgánica del agua residual en las lagunas anaerobias pertenecientes al sistema de tratamiento de una planta extractora de aceite ubicada en Quinindé, Esmeraldas. Se realizó la caracterización del agua residual del sistema de tratamiento, ensayos de actividad metanogénica específica, estudio de generación de metano en bioreactores a escala laboratorio y mediciones *in situ* de CH₄ con el equipo *West Systems Portable Flux Manager*.

La caracterización del agua residual presentó resultados que permiten demostrar que el efluente del sistema de tratamiento de aguas residuales cumple con los límites permisibles dispuestos por la legislación nacional ambiental con parámetros de: pH, temperatura, DQO, sólidos totales, nitratos y sulfatos. Los ensayos de actividad metanogénica específica (AME) se realizaron evaluando como inóculos lodos sólidos y líquidos de las Lagunas No. 3, 4 y 5, obteniendo el mayor valor de AME para los lodos líquidos de la Laguna No. 4 con un valor de 2,23 g DQO-CH₄/g SSV. d. Posteriormente, los bioreactores son montados con lodos líquidos de la Laguna No. 4 y alimentados con agua residual de la Laguna No. 3. Se evaluaron tres bioreactores: R1 con condiciones de operación *batch*, R2 con operación de mezcla completa y alimentación constante y R3 con alimentación constante y sin agitación para simular la actividad que sucede en la Laguna No. 4 en Quinindé. La producción acumulada de metano se monitoreó diariamente, mientras que el pH, DQO, DQOs, sólidos totales, sólidos volátiles y nitratos fueron monitoreados periódicamente cada 7 días durante 45 días de operación. Adicionalmente, se analizó el efecto de la alimentación y agitación en relación a la generación de metano y a la remoción de la carga orgánica, obteniendo los siguientes resultados: para R1 la generación de metano fue de 7.02 mL CH₄/g SV y remoción de DQOs de 40%, para R2 4.69 mL CH₄/g SV y remoción del 73% y para R3 3.25 mL CH₄/g SV y remoción del 67% de DQOs.

Las mediciones *in situ* se realizaron en las Lagunas No. 2, 3, 4, 5 y 6, obteniendo valores de metano significativos en la Laguna No. 3 y No. 4 con valores de 59.7 m³ CH₄/d y 115 m³ CH₄/d, respectivamente. Estos resultados indican la potencial generación de metano en las lagunas, sin embargo en comparación con la literatura, la generación de metano teórica para un sistema de tratamiento de lagunaje puede alcanzar entre 27 - 30 m³ CH₄/d por cada m³ de efluente tratado/día, resultando en un potencial de 24 300 m³ CH₄/m³ efluente, demostrando la importancia de la optimización de la PTAR.

ABSTRACT

Palm oil farming in Ecuador achieved 280 000 hectares by 2013. The extraction of palm oil leads to serious environmental problems, considering the most dangerous impact the wastewater generation as a result of the oil extraction. It's called POME (palm oil mill effluent) and has high concentration of organic matter, high temperatures and acidic pH. The common method to treat this effluent is anaerobic and facultative ponding system.

This research aims to determine methane generation and removal of the organic load of the wastewater in anaerobic ponds in the wastewater treatment plant of a palm oil mill located in Quinindé, Esmeraldas. First at all, the effluent of the treatment plant was analyzed, followed by specific methanogenic activity tests, laboratory-scale bioreactors and in situ measurements with the West Systems Portable Flux Manager equipment.

The results of wastewater characterization showed that the ponding systems works efficiently for achieved the legislation limits in parameters like pH, temperature, chemical oxygen demand, total solids, nitrates and sulfates. The specific methanogenic activity essays were performed to evaluate as inoculum solid and liquid sludges from ponds No. 3, 4 and 5. Obtaining the highest value for liquid sludge from pond No.4 with 2.23 g COD-CH₄/g VSS. d. Later, the bioreactors were assembled with liquid sludges from pond No. 4 and feeding with wastewater from pond No. 3. There were evaluated three bioreactors: R1 with batch operation conditions, R2 with complete mixing and constant feeding operation and R3 with constant feeding and without stirring to simulate the activity that happens in pond No. 4 situated in Quininde. The cumulative methane production was measured daily, and parameters pH, total chemical oxygen demand, soluble chemical oxygen demand, total solids, volatile solids and nitrate were monitored periodically every seven days during 45 days of operation. Adicionally, the feeding and agitation effect on relation to methane generation and organic load removal were analized, obtaining the following results: R1 had a methane generation of 7.02 mL CH₄/g VS and a 40% of COD removal, for R2 4.69 mL CH₄/g VS and COD removal of 73% and for R3 3.25 mL CH₄/g VS and 67% of COD removal.

In situ measurements were done in ponds No. 2, 3, 4, 5 and 6, having significative methane values for pond No. 3 and No. 4 with values of 59.7 m³ CH₄/d y 115 m³ CH₄/d, respectively. These results indicate the potential methane generation in lagoons, however compared to the literatura, the theoric methane generation for a ponding system can reach 24 300 m³ CH₄/d, showing the importance of optimizing the wastewater treatment plant.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUCCIÓN	16
2. JUSTIFICACIÓN	19
3. OBJETIVOS.....	20
3.1 Objetivo General.....	20
3.2 Objetivos Específicos	20
4. MARCO TEÓRICO	21
4.1 Proceso de extracción de aceite crudo de palma	21
4.2 Generación de residuos.....	23
4.3 Digestión anaerobia	26
4.4 Biodigestores.....	30
4.5 Productos de la digestión anaerobia	32
4.6 Tratamientos convencionales efluente de la extracción de aceite de palma	34
4.7 Normativa ambiental	37
4.8 Mecanismo de Desarrollo Limpio y Créditos de Carbono	38
4.9 Roundtable on Sustainable Palm Oil	39
5. MATERIALES Y MÉTODOS	41
5.1 Muestras de agua residual y lodos anaerobios	41
5.2 Técnicas Analíticas.....	42
5.3 Bioensayos Actividad Máxima Específica Metanogénica (Método LIA-USFQ).....	44
5.3.1 Medio Basal Mineral de Cultivo	44
5.4 Bioreactores	46
5.5 Medición <i>in situ</i>	48
6. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	50
6.1 Caracterización Muestras de agua residual	50
6.2 Actividad Máxima Metanogénica Específica (AME).....	67
6.3 Bioreactores	73
6.4 Mediciones <i>in situ</i>	84
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	88
8. BIBLIOGRAFÍA.....	90

9. ANEXOS	95
9.1 Anexo 1 Bioensayos <i>batch</i> para la determinación de la actividad metanogénica específica para los inóculos evaluados	95
9.2 Anexo 2 Bioreactores montados en el LIA-USFQ	96
9.3 Anexo 3 Procedimiento para la obtención de la actividad máxima específica de metano en términos de g DQO-CH ₄ /g SSV. d.....	96
9.4 Anexo 4 Laguna No. 2 del sistema de tratamiento de aguas residuales de la extractora.....	97
9.5 Anexo 5 Equipo West System Portable Flux Manager en uso	98

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Características del efluente de la extracción de aceite de palma (valores promedio) (Ijeoma & Achi, 2011).....	25
Tabla 2 Características generales del biogás (Varnero, 2011).....	32
Tabla 3 Información de volumen, tiempo hidráulico de retención y pH de las lagunas del sistema de tratamiento.....	37
Tabla 4 Límite permisible de descarga de agua residual para cuerpos de agua dulce en Ecuador y Malasia.....	38
Tabla 5 Punto de muestreo de agua residual y descripción	41
Tabla 6 Materiales y métodos utilizados para la medición de cada parámetro de los análisis del agua residual	42
Tabla 7 Características de la campana de acumulación (Tipo A) del instrumento <i>West Systems Portable Flux Manager</i> (WEST Systems Italy, 2007)	49
Tabla 8 Caracterización agua residual del sistema de tratamiento de aguas residuales para ambas visitas. Se presentan los parámetros de pH, conductividad, DQO, Sólidos totales y volátiles, nitrato, amonio, sulfato y cloruro.....	65
Tabla 9 Medición in situ de parámetros: pH, temperatura, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto.....	66
Tabla 10 Caracterización de pH, SST, SSV y SSV/SST de los inóculos utilizados para los ensayos de actividad metanogénica específica	68
Tabla 11 Actividad metanogénica máxima específica de inóculos microbianos evaluados en presencia de 2.5g DQO acetato/L	72
Tabla 12 Pendiente de producción de metano con respecto al tiempo durante los primeros 15 días de operación y pendiente de generación de metano con respecto al tiempo durante 30 días de cambio de operación	74
Tabla 13 Valores de pH, DQO total y soluble (mg/L), sólidos totales, volátiles (mg/L) y nitratos (mg/L) para los monitoreos realizados a los bioreactores durante su operación	75

Tabla 14 Caracterización agua residual usada como inóculo (Laguna No. 4) y agua de alimentación a reactores (Laguna No. 3)	75
Tabla 15 Generación de metano de los bioreactores a los 30 días de realizado el cambio de operación y porcentaje de remoción de DQO soluble	78
Tabla 16 Generación de metano (m^3/d) en las lagunas anaerobias con mediciones in situ	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de extracción de aceite de palma	22
Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Pavlostathis & Giraldo, 1991)	27
Figura 3 Diagrama del sistema de tratamiento de aguas residuales de la empresa extractora compuesta por lagunas anaerobias y aerobias.	36
Figura 4 Esquema medición de metano mediante el método de desplazamiento de líquido (NaOH) (López, 2011)	46
Figura 5 Esquema bioreactores colocados en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ	48
Figura 6 Información de pH a lo largo del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril 2014) y segunda visita (26 de junio 2014)	50
Figura 7 Comportamiento de la temperatura obtenida dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)	52
Figura 8 Valores de conductividad dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)	53
Figura 9 Concentración de oxígeno disuelto dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)	54
Figura 10 Turbidez dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita y segunda visita	56
Figura 11 Evolución de la demanda química de oxígeno en el sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita	57
Figura 12 Concentración de sólidos totales y sólidos volátiles dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales	59

- Figura 13** Concentración de nitrato dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita..... 60
- Figura 14** Concentración de amonio dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita..... 61
- Figura 15** Concentración de cloruros dentro del sistema de tratamiento para la primera y segunda visita62
- Figura 16** Concentración de sulfatos en el sistema de tratamiento de aguas residuales 63
- Figura 17** Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando el inóculo lodos líquidos de la Laguna No. 3 de la PTAR. El ensayo se realizó por duplicado: (□) Réplica 1 y (•) Réplica 2. 69
- Figura 18** Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando inóculos provenientes de la Laguna No. 4. (A) Inóculo correspondiente a lodos líquidos (B) Inóculo correspondiente a lodos sólidos. Los ensayos se realizaron por duplicado: (□) Réplica 1 y (•) Réplica 2..... 70
- Figura 19** Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando inóculos provenientes de la Laguna No. 5. (A) Inóculo correspondiente a lodos líquidos (B) Inóculo correspondiente a lodos sólidos. Los ensayos se realizaron por duplicado: (□) Réplica 1 y (•) Réplica 2..... 71
- Figura 20** Producción de metano acumulada (mol/d) de los reactores para los 45 días de operación. Leyenda:(Δ) R1-Reactor batch con agitación. (□) R3-Reactor de simulación laguna 4. (○) R2- Reactor de mezcla completa. A partir de los 15 días se realizó el cambio de operación de los reactores. A los 30 días después de sucedido el cambio de operación, se identifica que las tasas de generación de metano para cada reactor son variables. 74
- Figura 21** DQO total del reactor con operación de mezcla completa. (•) DQO total del reactor durante el tiempo de operación del mismo. (—) DQO total del agua de alimentación de la Laguna No. 3 colocada al reactor (5 141 mg/L). 80
- Figura 22** DQO total del reactor simulación de Laguna No. 4. (•) DQO total del reactor durante el tiempo de operación del mismo. (—) DQO total del agua de alimentación de la Laguna No.3 colocada al reactor (5 141 mg/L). 80
- Figura 23** DQO soluble (mg/L) de los reactores para el tiempo de operación de 45 días. Leyenda: (□) Reactor de simulación Laguna No. 4. (•) Reactor de mezcla completa sin recirculación. (—) DQO soluble del agua de alimentación de la Laguna No.3 colocada al reactor (2 806 mg/L). 81
- Figura 24** Sólidos totales (mg/L) durante la operación del reactor con operación de mezcla continua (•) Sólidos totales del reactor con operación mezcla continua. (—) Sólidos totales presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (6 980 mg/L). 82
- Figura 25** Sólidos volátiles (mg/L) durante la operación del reactor con operación de mezcla continua (•) Sólidos volátiles del reactor con operación mezcla continua. (—) Sólidos volátiles en el agua de la Laguna No. 3 colocados al reactor (3 470 mg/L)..... 82

Figura 26 Sólidos totales (mg/L) durante la operación del reactor simulación de Laguna No. 4. (•) Sólidos totales del reactor sin agitación (—) Sólidos totales presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (6 980 mg/L). 83

Figura 27 Sólidos volátiles (mg/L) durante la operación del reactor simulación Laguna No. 4. (•) Sólidos volátiles del reactor sin agitación (—) Sólidos volátiles presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (3 470 mg/L). 83

Figura 28 Concentración *in situ* de ácido sulfhídrico (H₂S) en las lagunas anaerobias No. 2,3, 4 y 5 del sistema de tratamiento de aguas residuales. 84

Figura 29 Concentración in situ de metano (CH₄) en las lagunas anaerobias No. 2, 3, 4 y 5 del sistema de tratamiento de aguas residuales..... 85

LISTA DE ACRÓNIMOS

USFQ: Universidad San Francisco de Quito

LIA-USFQ: Laboratorio de Ingeniería Ambiental de Universidad San Francisco de Quito

POME: Palm Oil Mill Effluent

AME: Actividad metanogénica máxima específica

PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales

RMC: Reactor de mezcla completa

NaOH: Hidróxido de sodio

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

SST: Sólidos suspendidos totales

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

DQO: Demanda química de oxígeno

pH: Potencial de hidrógeno

CH₄: Metano

H₂S: Ácido sulfhídrico

CO₂: Dióxido de carbono

PC: Pudrición de cogollo

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

N₂: Nitrógeno gas

kW: kilovatio

1. INTRODUCCIÓN

La palma africana (*Elaeis guineensis*) se caracteriza por ser el cultivo de oleaginosas con mayor rendimiento por área, es así que por cada hectárea de palma africana se obtienen de 10 a 35 toneladas de racimos de fruta fresca al año (Igwe & Onyegbando, 2007). Es también un cultivo perenne y su producción de frutas de palma se da a partir de los tres años de siembra, con una vida útil de 25 a 30 años (Official Palm Oil Information Source, 2014). A partir del proceso de extracción de aceite se diferencian dos tipos: aceite crudo o rojo de palma que se obtiene de la pulpa de la fruta y el aceite de palmiste que se extrae de la almendra, ambos son de gran importancia en el mercado. El aceite de palma constituye uno de los ingredientes principales de productos como: mantequilla, detergentes, jabones y champú. También es usado como aceite de cocina, lubricante industrial y se está desarrollando investigaciones para la utilización como biodiesel (WWF, 2004).

Para el año 2000 la producción de aceite de palma representaba el 40% de los aceites vegetales presentes en el mercado internacional, incrementando al 65% para el 2006. El 86% de la producción mundial de aceite de palma corresponden a los países de Malasia e Indonesia, y el 14% lo constituyen Tailandia, Colombia, Nigeria, Papua Nueva Guinea y Ecuador (WWF, 2013).

En el Ecuador los primeros cultivos de palma africana iniciaron en 1953 con semillas traídas de Honduras por Roscoe Scott, quien las sembró en el km. 37 de la vía Santo Domingo- Quinindé (ANCUPA, 2014). Debido a la gran adaptación del cultivo a las condiciones ambientales, éste se expandió hacia la provincia de Esmeraldas, siendo los puntos principales las zonas de Quinindé, La Unión, Las Golondrinas y San Lorenzo ubicando a la provincia de Esmeraldas como el área con mayor desarrollo de cultivo de palma aceitera (ANCUPA, 2014). Importantes empresas han incursionado en el oriente ecuatoriano con el cultivo de palma africana, específicamente en las

provincias de Orellana y Sucumbíos, sin embargo los cultivos en éstas zonas junto con el sector de San Lorenzo se han visto altamente vulnerables a sufrir una enfermedad letal conocida como Pudrición de Cogollo (PC), que ha devastado más de 15 000 hectáreas de plantaciones. Con el objetivo de luchar contra el PC se han desarrollado investigaciones con el material genético de la planta que permita encontrar una especie híbrida más tolerante a la enfermedad y que permita el mayor desarrollo productivo del cultivo. Desde el año 2009 se inició la exploración de nuevas zonas de cultivo que cumplan con condiciones ambientales semejantes a los lugares antes mencionados, entre los que se encuentran las provincias de Manabí, Guayas, Los Ríos y El Oro (ANCUPA, 2014).

El cultivo de palma se ha convertido en el segundo cultivo perenne con más extensión dentro del país, logrando alcanzar 280 000 hectáreas sembradas, lo que representa el 55% de la producción total del Ecuador para exportación, el 45% restante suple la demanda de la población local de aceites y grasas vegetales.

El cultivo, la extracción y producción de aceite se encuentran estrechamente ligados a problemas ambientales: la deforestación de grandes extensiones de tierra y la pérdida de biodiversidad como los más significativos, seguidos por contaminación del aire y agua, erosión del suelo y la emisión de gases de efecto invernadero que contribuyen al cambio climático. La deforestación ocurre en sitios donde se sembrará la planta de palma africana, por lo general son zonas de bosques tropicales que poseen las condiciones ideales para el crecimiento de la misma. La deforestación conlleva también la pérdida de hábitat para las especies que ahí se encuentran, y en el caso de Malasia e Indonesia las especies afectadas son orangutanes, elefantes, tigres y rinocerontes, encontrándose al borde de la extinción (WWF, 2013). La contaminación del aire es causada principalmente por la quema de bosques tropicales para la limpieza del terreno donde se sembrará la palma africana.

En el proceso de extracción de aceite de palma se utiliza grandes cantidades de agua, generando 2.5 toneladas de efluente altamente contaminado por cada tonelada de aceite producido (WWF, 2004), y si es descargada sin ningún tipo de tratamiento provocará la contaminación del cuerpo de agua receptor. La erosión del suelo es causada por la deforestación de bosques y arreglos inapropiados de siembra. Los gases de efecto invernadero que son emitidos al ambiente son productos de la quema de bosques para limpiar el terreno provocando la liberación de CO₂ y del método de lagunaje para el tratamiento del efluente contaminado que emite metano (CH₄) debido a su proceso de degradación anaerobia, lo que contribuye significativamente al cambio climático.

2. JUSTIFICACIÓN

En el Ecuador, la producción de palma ha crecido en un 7 a 10% anual durante los últimos 10 años. Para el 2009 la extensión del cultivo de palma alcanzó las 23 000 hectáreas generando 168 667 empleos directos e indirectos (Muñoz, 2010). Con las estadísticas presentadas, se espera que para el año 2019 sean 391 000 hectáreas sembradas de palma. (ANCUPA, 2014). El crecimiento constante del cultivo representa el incremento de la producción de aceite de palma, relacionado directamente con la generación de contaminantes. Uno de los referentes más importantes en el perjuicio ambiental es el uso de agua para la extracción de aceite de palma. El agua es tomada de los cuerpos de agua dulce cercanos, es utilizada para los procesos de esterilización y clarificación principalmente donde es generado el efluente contaminado que requiere ser manejado en un sistema de tratamiento de aguas residuales (FAO, 2013). Típicamente este sistema se basa en el método de lagunaje que consiste en lagunas construidas en grandes extensiones de terreno donde el agua residual se descontamina por procesos biológicos (EPA, 2002). Las lagunas iniciales se basan en la degradación anaerobia de la materia orgánica y las lagunas posteriores en la degradación aerobia (Zahrim, Nasimah, & Hilal, 2014). Una vez finalizado el tratamiento, el agua es descargada al cuerpo de agua receptor. Dentro del procedimiento mencionado se da paso a la generación de biogás en las primeras lagunas como producto de la degradación anaerobia (Monnet, 2003). Debido a que el sistema de lagunaje es abierto, el biogás es emitido a la atmósfera contribuyendo con el incremento de la concentración de los gases de efecto invernadero (Tong & Jaafar, 2005).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Realizar un estudio sobre la generación de gas metano (CH_4) y remoción de carga orgánica en las lagunas anaerobias de la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma.

3.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar el agua de las lagunas pertenecientes a la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma.
2. Ejecutar el análisis de actividad metanogénica específica de agua y lodo de las lagunas anaerobias mediante el método de desplazamiento de líquido.
3. Determinar la producción de gas metano y remoción de carga orgánica en biodigestores a escala laboratorio.
4. Estimar la cantidad de gas metano generada en las lagunas anaerobias del sistema de tratamiento de aguas residuales con mediciones in situ.

4. MARCO TEÓRICO

El estudio que se realizará corresponde a un tratamiento biológico anaerobio para el agua residual generada a partir del proceso de extracción de aceite de una extractora ubicada en el cantón Quinindé, en la provincia de Esmeraldas. A continuación se describe el proceso de extracción para comprender el origen del agua residual y sus contaminantes.

4.1 Proceso de extracción de aceite crudo de palma

El proceso de extracción de aceite crudo de palma consta de varios pasos. Inicia con la recepción de frutos, seguido por esterilización, digestión, prensado, clarificación y secado. Los procesos de refinamiento del aceite crudo son realizados por separado. A continuación, en la Figura 1 se presenta un esquema del procedimiento, que será detallado posteriormente.

El proceso empieza con la recolección de los racimos de fruta fresca procedentes de los campos de cultivo. En el proceso de pesaje se verifica la calidad, peso y estado de maduración de los racimos (Duarte, 2006). A continuación, los racimos son llevados a la fase de esterilización, proceso que impide la maduración natural de la fruta por hidrolización de grasas generando mayor cantidad de ácidos grasos volátiles que afectan la producción del aceite (Duarte, 2006). La fruta es esterilizada con vapor de agua a una presión de 40 psi por el lapso de 90 minutos (FAO, 2013), de esta manera se inactiva la enzima lipasa evitando el aumento de los ácidos grasos. Asimismo se debilita la estructura de la fruta preparando el racimo para el proceso posterior de desfrute (Duarte, 2006). Por otro lado, el calor ayuda a la solidificación de las proteínas del tejido de la pulpa y al deshidratamiento de la nuez que resulta en la separación de la almendra de la cáscara de la nuez (FAO, 2013). La fruta esterilizada es llevada a un tambor cilíndrico rotatorio que posee agujeros en su estructura.

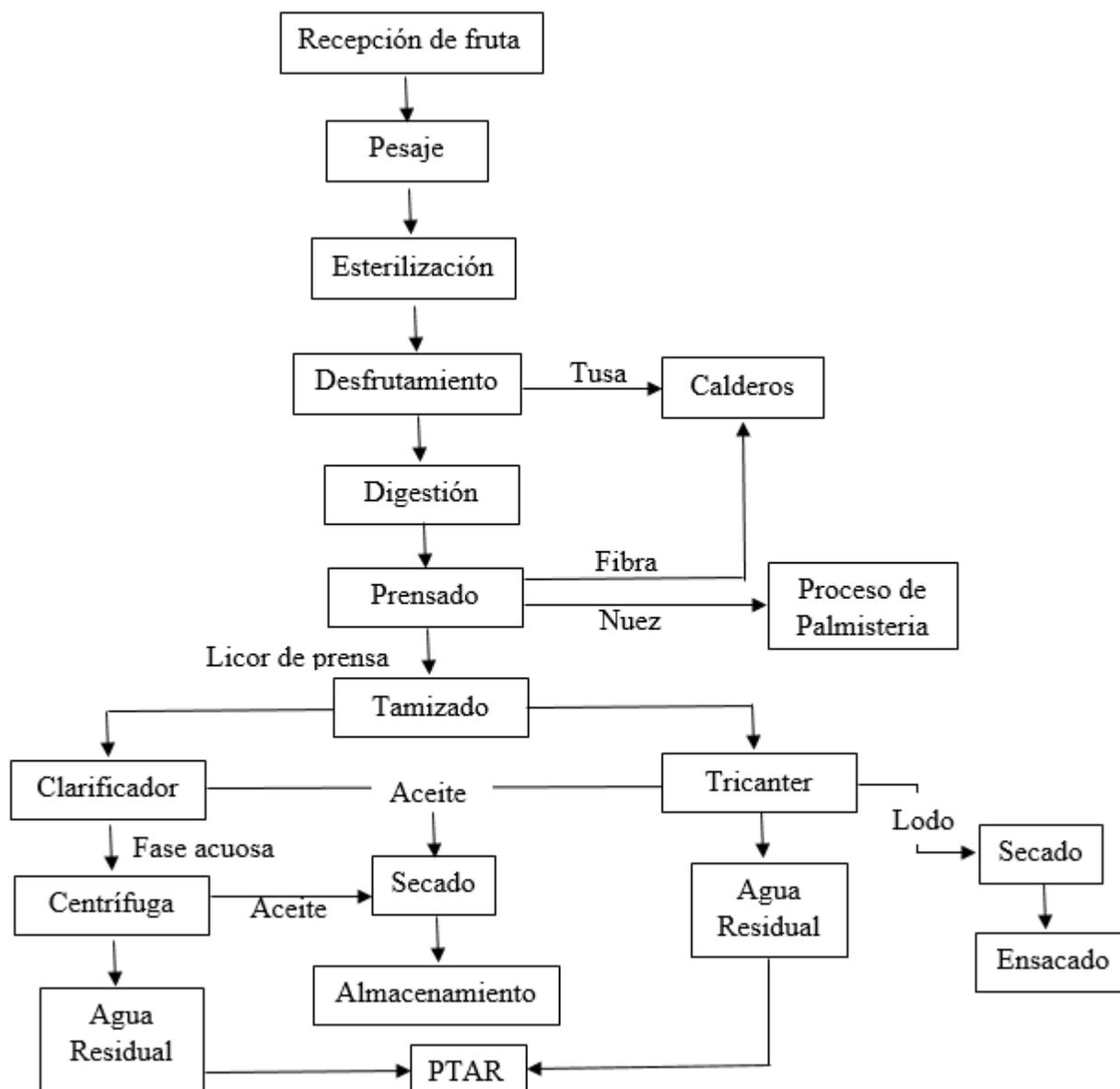


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de extracción de aceite de palma

El fruto separado del racimo pasa por los agujeros y se dirige al digestor, mientras que los racimos vacíos salen por un extremo del tambor para ser llevados al lugar de disposición (Duarte, 2006). El siguiente proceso se conoce como digestión de la fruta, consiste en un cilindro calentado con vapor que posee brazos de agitación. En éste cilindro sucede la ruptura de las células oleaginosas debido a la trituration de la fruta, se destruye el exocarpio de la misma y también se reduce la

viscosidad del aceite por la alta temperatura del digestor (FAO, 2013). A continuación, se tiene el proceso de prensado, la fruta digerida se alimenta hacia la prensa para lograr la extracción del aceite bruto por compresión de la misma. De ésta fase resulta como producto una mezcla de aceite y agua conocida como licor de prensa a más de nuez y fibra (Duarte, 2006). La mezcla líquida se dirige hacia el tamizador donde se separa la basura, y el líquido pasa hacia el tanque clarificador y el tricanter. La nuez es transportada hacia el hidrociclón para el proceso de palmisteria mientras que la fibra es llevada hacia los calderos para ser usada como combustible. (FAO, 2013).

El licor de prensa se dirige una parte hacia la clarificación y la otra hacia el tricanter. La clarificación consiste en un tanque, donde por diferencia de densidad se separa el aceite (más liviano) de la fase acuosa (mezcla de agua, lodo y aceite). El aceite clarificado es llevado al proceso de secado, mientras que la fase acuosa es conducida a centrifugas que permiten la recuperación de aceite, el producto restante (agua residual) pasa a formar parte de la planta de tratamiento de aguas residuales (Duarte, 2006). El tricanter permite la separación más eficiente de las tres fases: aceite, agua residual y lodos, componentes del licor de prensa. El aceite es llevado al proceso de secado que permite reducir la humedad del mismo, evitando posteriores procesos de oxidación (FAO, 2013). Una vez secado, el aceite crudo de palma está listo para su almacenamiento y posterior refinación. Los lodos son secados y ensacados para su comercialización y el agua residual es llevada hacia el tratamiento.

4.2 Generación de residuos

El proceso de extracción mencionado tiene como resultado la obtención del aceite crudo, así como la generación de residuos sólidos, residuos líquidos y emisiones al aire.

La cantidad de residuos sólidos generados durante el proceso son cinco veces mayor que el peso del aceite producido (Choi, *et. al.*, 2013). Están conformados por: racimos vacíos en un 23%, fibra del mesocarpio (12%) y la cáscara de la nuez (5%) (Baharuddin, *et. al.*, 2010). Sin embargo, estos residuos son usados con propósitos económicos, por lo que son considerados subproductos del proceso.

Los racimos vacíos son residuos sólidos que poseen alrededor de 55%-65% de humedad y altos contenidos de sílice (Igwe & Onyegbando, 2007). Estos son expuesto al sol durante un tiempo para reducir la humedad y ser usados como combustibles dentro de las calderas para la generación de vapor (FAO, 2013). Sin embargo, por su composición con sílice la cantidad a quemar como combustible es limitada, llevando el porcentaje restante hacia el compostaje (Baharuddin, *et. al.*, 2010). Bajo las mismas condiciones es usada la cáscara de la nuez, no obstante en la Universidad de Ghana se desarrolla un material sustituto al cemento conocido como *pozzolana* fabricado a partir de la cáscara (FAO, 2013). Las fibras del mesocarpio también forman parte del combustible para los calderos, y además pueden ser usados como fertilizantes en los suelos de cultivo (FAO, 2013).

Las emisiones al aire durante el proceso de extracción provienen de los calderos e incineradores, son principalmente gases de combustión con presencia de partículas. Debido a la mezcla utilizada como combustible (compuesta por cáscaras, fibras y en ocasiones racimos vacíos), además del trabajo bajo condiciones de combustión incompleta se produce humo negro (Igwe & Onyegbando, 2007) y cenizas, que representan problemas de eliminación o disposición.

El impacto de los residuos líquidos del proceso de extracción son considerados altamente negativos sobre el medio ambiente en comparación con los residuos sólidos y se estima que son generados en una cantidad tres veces mayor que el total de aceite crudo de palma obtenido (Choi, *et. al.*, 2013). El efluente proviene de: los condensados de esterilización (contienen aceite), del hidrociclón

y de la clarificación (Igwe & Onyegbando, 2007). Para procesar una tonelada de racimo de fruta fresca es necesario 1 - 1.5 toneladas de agua, y por cada tonelada obtenida de aceite crudo de palma se genera entre 2.5 - 3.5 m³ de agua residual (Zahrim, Nasimah, & Hilal, 2014). El agua residual generada es conocida como POME por sus siglas en inglés (Palm Oil Mill Effluent), y sus características físico-químicas y biológicas se presentan a continuación en la Tabla 1.

Tabla 1 Características del efluente de la extracción de aceite de palma (valores promedio) (*Ijeoma & Achi, 2011*)

Parámetro	Valores promedio
DBO	23000 mg/L
DQO	55000 mg/L
Nitrógeno Total	650 mg/L
Fósforo total	120 mg/L
Aceite	10000 mg/L
Ácidos Grasos Volátiles	1000 mg/L
pH	4-5
Temperatura	45-70°C

Además, el POME es un líquido viscoso y de color oscuro porque contiene gran cantidad de sólidos suspendidos. Los valores de DQO son altos de acuerdo a la Tabla 1, lo que se relaciona con la naturaleza de la materia orgánica de ser recalcitrante provocando problemas ambientales como la bioacumulación (*Ijeoma & Achi, 2011*).

4.3 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso de tratamiento biológico comúnmente usado para efluentes con altas cargas orgánicas (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001). En este proceso parte de los materiales orgánicos de un sustrato son convertidos a biogás por un consorcio de bacterias. En la degradación anaerobia más del 90% de la energía disponible es transformada en biogás, de lo cual es consumido apenas el 10% para el crecimiento microbiano (Varnero, 2011). Por datos históricos se conoce que la degradación anaerobia es una tecnología antigua, desarrollada por primera vez en una planta de digestión en 1859 en Bombay (Monnet, 2003). Este método de tratamiento es ampliamente usado para agua residual municipal, residuos agrícolas y residuos orgánicos industriales y comerciales. La ventaja principal de ésta digestión se relaciona al hecho de no necesitar energía para los aireadores como es el caso de la degradación aerobia, permitiendo una factibilidad económica y autonomía de la planta de tratamiento. Entre sus desventajas se identifica la sensibilidad de los microorganismos anaerobios a las condiciones físicas de operación como por ejemplo pH y temperatura.

La degradación anaerobia consiste en cuatro pasos básicos: hidrólisis, fermentación, acitogénesis y metanogénesis. En la Figura 2 se resumen estos procesos, los mismos que posteriormente serán detallados.

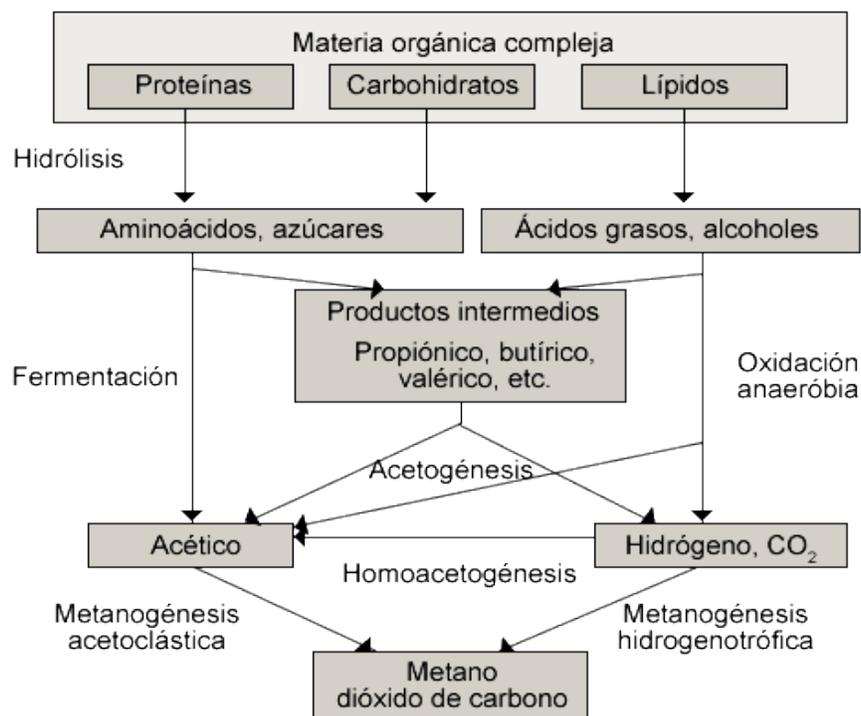


Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Pavlostathis & Giraldo, 1991)

En la fase de inicial de hidrólisis la materia orgánica polimérica es hidrolizada en compuestos solubles, por el rompimiento de las cadenas de los polímeros presentes (proteínas, ácidos nucleicos, lípidos) a sus monómeros más simples, lo que permite su paso a través de la membrana celular (Duarte, 2006). Esta etapa influye en la velocidad global del proceso, sobre todo cuando se utiliza residuos con alto contenido de sólidos (Varnero, 2011). El proceso siguiente es la acidogénesis donde los monómeros son reducidos a compuestos que pueden ser usados por los microorganismos metanogénicos directamente (acético, fórmico, H_2), y compuestos más reducidos que deberán ser oxidados por las bacterias acetogénicas en la siguiente fase. Estos compuestos pueden ser ácido propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol (Varnero, 2011). En esta fase también ocurre la eliminación de cualquier traza de oxígeno disuelto en el sistema. En estos dos

primeros pasos participan principalmente las especies de bacterias: *Clostridium*, *Ruminococcus*, *Eubacterium* y *Bacteriodes*. La etapa siguiente es la acetogénica, donde los compuestos que no pueden ser usados por las bacterias metanogénicas son transformados a productos más sencillos como acetato e hidrógeno por la actividad de bacterias acetogénicas (Duarte, 2006). Para que suceda la transformación es necesario que el hidrógeno se encuentre en concentraciones menores a 10^{-4} atm (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001). Los microorganismos responsables de estos procesos son bacterias facultativas y anaeróbicas estrictas (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001). Los productos finales son acetato, hidrógeno gas y ácido carbónico que son precursores de la formación de metano. Finalmente, ocurre la metanogénesis por la acción de microorganismos metanogénicos estrictamente anaerobios, donde se diferencian dos grupos en función de su sustrato principal: acetoclásticos metanogénicos que consumen el acetato y lo transforman en metano y dióxido de carbono y los metanogénicos utilizadores de hidrógeno o hidrogenotróficos que usan el hidrógeno como donador de electrones y el CO_2 como aceptor para producir metano (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001).

Las condiciones ambientales y de operación influyen directamente en las fases de digestión anaerobia, es por esto que deben ser controlados para asegurar la actividad microbiana así como aumentar la eficiencia de degradación. Los parámetros son mencionados a continuación:

1. Contenido de sólidos totales

La concentración de sólidos totales se encuentran en tres rangos: baja concentración con menos del 10%, concentración media entre 15-20% y alta concentración en un rango de 22-40%, considerando porcentaje en peso (Monnet, 2003). Para el caso de agua residual el porcentaje de sólidos es de 5-7%. La digestión anaerobia sucede eficientemente en el rango

de baja concentración (Duarte, 2006). El aumento de los sólidos totales disminuye el volumen efectivo del biodigestor.

2. Temperatura

Los procesos de degradación son llevados a cabo óptimamente en un rango de temperaturas mesofílicas (30° a 35°C), sin embargo es posible la operación en condiciones termofílicas (50°-60°C), utilizado principalmente para lograr la eliminación de patógenos y virus (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001)

Es importante que la temperatura se mantenga constante durante el tratamiento para la generación de biogás (Monnet, 2003).

3. Tiempo de retención

Este parámetro se relaciona con el tiempo necesario para lograr la degradación completa dentro del reactor. El tiempo de retención a temperaturas mesofílicas varía entre 15 a 30 días y en temperaturas termofílicas de 12 a 14 días (Duarte, 2006).

4. pH

Varía durante cada fase de la degradación anaerobia, sin embargo en la metanogénesis a pH ácido los microorganismos son destruidos, mientras que con valores altos la producción de metano es lenta (Duarte, 2006). Se estima que los rangos óptimos de pH varían entre 6.6 y 7.8 (Monnet, 2003).

5. Agitación

La agitación dentro del reactor permite el contacto de los microorganismos con el sustrato permitiendo así la fácil asimilación de nutrientes (Monnet, 2003). También evita la formación de espumas en la superficie del biodigestor. Facilita también la remoción de

metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas y la uniformidad de la densidad bacteriana para evitar la formación de espacios sin actividad biológica (Varnero, 2011)

4.4 Biodigestores

El biodigestor es un sistema donde sucede la fermentación anaerobia para la transformación de la materia orgánica en biogás y fertilizante (Martí, 2008). Los biodigestores son llamados también reactores, que consisten en un recipiente cerrado herméticamente de forma cilíndrica o esférica, donde ocurre la fermentación de la materia orgánica y posee un depósito de biogás, así como ductos de entrada de afluente contaminado y para el efluente digerido (Duarte, 2006). La primera construcción de un biodigestor fue en la India cerca del año 1900, y actualmente se busca desarrollar biodigestores que permitan obtener costos más bajos y aumentar la vida útil de los mismos (Mejia, Mejia, & Ramirez, 2005). Los reactores deben disponer de un sistema de mantenimiento, evitar fugas de biogás o entradas de aire y evitar cambios bruscos de temperatura (Castelo M. , 2012). Debido a la sensibilidad de los microorganismos a las condiciones de operación es importante el control adecuado de la temperatura, tiempo hidráulico de retención, pH, agitación y porcentaje de sólidos (Castelo M. , 2012).

Los digestores anaerobios pueden ser clasificados de acuerdo a su modo de operación en: continuo de una etapa, continuo de dos etapas, semicontinuos y reactores *batch* (Monnet, 2003). Los sistemas continuos son alimentados constante e ininterrumpidamente, y los sólidos productos de la degradación son removidos del fondo del reactor (Castelo M. , 2012). Los semicontinuos son alimentados con intervalos continuos de tiempo y existe remoción del producto generado (Monnet, 2003). Los reactores *batch* son alimentados una sola vez al inicio con sustrato fresco, permitiendo la degradación de la materia sin interrupciones (Monnet, 2003). Por otro lado, de acuerdo a la capacidad de mantener altas concentraciones de microorganismos dentro del reactor, se clasifican

en: reactor de mezcla completa sin recirculación, reactor de mezcla completa con recirculación y reactor con retención de biomasa sin recirculación (IDAE, 2007). El reactor de mezcla completa sin recirculación (RMC) mantiene la distribución uniforme de concentraciones de sustrato y de microorganismos con un sistema adecuado de agitación y tiempos de retención largos (IDAE, 2007). El reactor de mezcla completa con recirculación permite trabajar con tiempos de retención hidráulica menores con un adecuado sistema de recirculación, lo que se logra con el aumento del tiempo de retención de los microorganismos en un decantador, donde existe una separación de fases líquido-sólido, donde la fracción sólida consiste en flóculos microbianos (IDAE, 2007). Los reactores con retención de biomasa sin recirculación permiten reducir el tiempo de retención hidráulico cuando se evita la agitación que sucede en los RMC. Esto se logra a través de la inmovilización de biomasa sobre un soporte o por la floculación de biomasa y retención por gravedad (IDAE, 2007). En este grupo se encuentran varios tipos; filtro anaerobio donde las bacterias son fijadas formando biopelículas sobre la superficie de un soporte inerte, y el flujo de agua es ascendente. La degradación sucede por las bacterias fijadas en los intersticios del material de soporte. El lecho fluidizado consiste en la fijación de bacterias formando una biopelícula sobre pequeñas partículas de material inerte que se encuentran fluidizadas mediante flujo ascendente del efluente. El reactor de lecho de lodos favorece a la formación de flóculos, y por sedimentación se mantienen al interior del reactor siempre que la velocidad del fluido ascendente sea la adecuada. El diseño más conocido de este tipo es el Upflow Anerobic Sludge Blanket (UASB) (IDAE, 2007). Los reactores con retención de biomasa son utilizados ampliamente para tratar efluentes con altas cargas orgánicas provenientes de la industria agroalimentaria (Monnet, 2003).

4.5 Productos de la digestión anaerobia

Los productos finales de la degradación anaerobia son el biogás y el bioabono que poseen un valor agregado para ser aprovechado en el mercado. El bioabono consiste en un efluente estabilizado que es usado como fertilizantes para suelos (Castelo M. , 2012), sus características dependen de la materia prima alimentada al bioreactor, sin embargo por su contenido de carbono y nitrógeno actúa adecuadamente en los cultivos. Por su parte, el biogás es una mezcla gaseosa formada por metano y dióxido de carbono principalmente, con concentraciones traza de otros gases: sulfuro de hidrógeno (H_2S) y vapor de agua (H_2O) (Varnero, 2011). En la Tabla 2 a continuación se presentan las características generales del biogás.

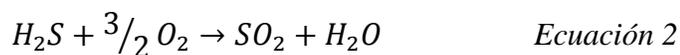
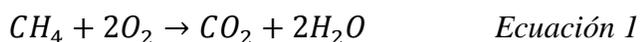
Tabla 2 Características generales del biogás (Varnero, 2011).

Composición	55-70% metano 30-45% dióxido de carbono Trazas de otros gases
Contenido energético	6.0 - 6.5 kWh/m ³
Equivalente de combustible	0.60 - 0.65 L petróleo/ m ³ biogás
Límite de explosión	6 - 12% de biogás en el aire
Temperatura de ignición	650 - 750°C (con el contenido de CH ₄ mencionado)
Presión crítica	74 – 88 atm
Temperatura crítica	-82.5°C
Densidad normal	1.2 kg/m ³
Masa molar	24.4 kg/kmol

El metano, principal componente del biogás, forma parte de los gases que causan el efecto invernadero junto con el dióxido de carbono. La cantidad de metano en la atmósfera para mediados

de 1980 se encontraba en 1650 ppb, mostrando un incremento a 1803 ppb para el año 2011 (IPCC, 2013). Las fuentes de emisión provienen de fuentes geológicas, fugas por el extracción y uso de combustibles fósiles, siembras de arroz, rellenos sanitarios, tratamiento de agua, entre otros (IPCC, 2013). El metano contribuye con un 20% al efecto invernadero antropogénico, de donde el 50% corresponde a la ganadería y el 30% a los cultivos de arroz (Varnero, 2011). Además, el CH₄ es un gas de efecto invernadero en un factor de 21 en relación al CO₂ (Varnero, 2011).

El CH₄ confiere al biogás la característica de ser combustible, sin embargo para el uso óptimo del mismo es necesario mantener presiones entre los 7 y 20 mbar (Varnero, 2011). La combustión completa del biogás es una reacción química donde ocurre una rápida oxigenación/oxidación sin exceso de aire y con oxígeno puro, y se representa de acuerdo a las siguientes ecuaciones:



Existen varias opciones para la utilización del biogás, las más importantes se mencionan a continuación:

La producción de calor o vapor es el uso más simple del biogás, y con sistemas pequeños se puede obtener la energía necesaria para actividades básicas como cocinar, calentar agua o para iluminación. La fácil adaptación de los quemadores para uso de biogás requiere como base alcanzar presiones de 8 a 25 mbar y concentración de H₂S inferior a 100 ppm (Varnero, 2011).

Para la generación de electricidad los motores de combustión interna son los más usados, siendo necesario para esto la remoción de H₂S y vapor de agua del biogás. Es posible también el uso en vehículos, para lo cual se debe mantener una calidad similar a la del gas natural. Se puede utilizar

motores de combustión interna a gasolina o diésel debido a su octanaje que oscila entre los 100 y 110 facilitando su uso (Varnero, 2011)

4.6 Tratamientos convencionales efluente de la extracción de aceite de palma

Debido a las características antes mencionadas del efluente de las extractoras de aceite, el tratamiento del mismo es indispensable para realizar la descarga al cuerpo de agua cercano. Los sistemas de descontaminación del efluente han incluido procesos físico-químicos así como biológicos.

Los procesos físico-químicos consisten básicamente en sedimentación, filtración, secado, floculación y centrifugación (Duarte, 2006), sin embargo con éstos métodos se logra una baja eficiencia y altos costos para la industria por la cantidad de reactivos que es necesario utilizar además de la inversión para la infraestructura requerida.

En cuanto a los tratamientos biológicos, se ha usado el sistema de digestión aerobio y anaerobio. El primero consiste en lagunas poco profundas con inyección constante de aire, sin embargo sus resultados no han sido favorables pues el tratamiento es ineficiente y los costos son elevados por la utilización de electricidad para los aireadores y las grandes extensiones de terreno (Duarte, 2006). Los tratamientos anaerobios son los más utilizados para la descontaminación por la alta carga orgánica del efluente, lo que permite transformar gran parte de los residuos orgánicos en biogás y obtener una baja generación de biosólidos (Tong & Jaafar, 2005). Consisten en dos tipos: tanque digestor abierto y sistema de lagunaje abierto.

El primer sistema es utilizado escasamente, alrededor del 5 - 10% del total de las extractoras de aceite han optado por esta alternativa en respuesta a la limitación de terreno para construcción e implementación de lagunas (Tong & Jaafar, 2005), En estos tanques sucede la digestión anaerobia,

sin embargo el biogás generado como producto es emitido directamente a la atmósfera. Sin embargo, el tanque digestor permite una mayor facilidad de remoción de biosólidos generados durante el proceso (Tong & Jaafar, 2005) y la reducción del tiempo de degradación de la materia orgánica presente (Duarte, 2006). Estos tanques son muy sensibles a las condiciones de operación, por lo que es importante controlar factores como caudal, temperatura, pH y alcalinidad (Duarte, 2006). Son diseñados con un tiempo de retención de 20 días (Igwe & Onyegbando, 2007) y el efluente del tanque debe ser tratado a continuación por lagunas aerobias o tanques de aireación extendida para completar el tratamiento.

El segundo sistema de tratamiento es el más común dentro de la industria extractora de aceite de palma. Este sistema requiere bajos costos de implementación y de operación (Baharuddin, *et. al.*, 2010), sin embargo se lo considera una de las mayores fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (Ijeoma & Achi, 2011). El sistema que se encuentra en Quinindé inicia con tranques conocidos como florentinos, donde el agua residual ingresa a 70°C aproximadamente y caudal de 43.86 m³/h. Los florentinos poseen duchas de agua constantes que ayudan al enfriamiento del agua residual y la separación de la grasa que se encuentra flotante para ser llevada nuevamente al proceso de extracción y recuperar contenido de aceite de las mismas. A continuación, el agua residual se dirige hacia la primera laguna, desde la cual continúa su recorrido hasta la descarga al estero Sabalito. En la Figura 3 se presenta un esquema del sistema de lagunaje utilizado.

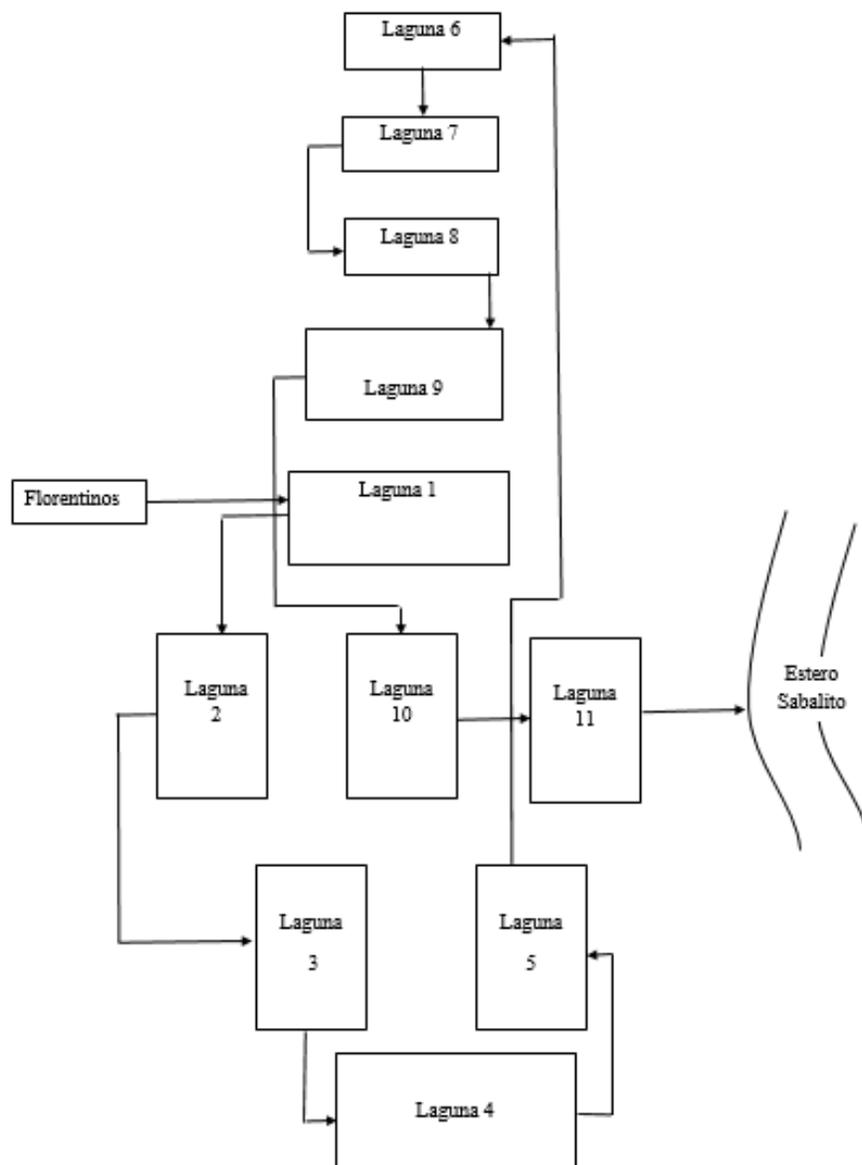


Figura 3 Diagrama del sistema de tratamiento de aguas residuales de la empresa extractora compuesta por lagunas anaerobias y aerobias.

La Tabla 3 resume la información de volumen, pH y tiempo hidráulico de retención de las lagunas considerando los 900 m³/d de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento. La laguna 4 posee el mayor volumen de trabajo. El THR total del sistema es de 32 días.

Tabla 3 Información de volumen, tiempo hidráulico de retención y pH de las lagunas del sistema de tratamiento

Laguna	Volumen (m³)	Tiempo Hidráulico de Retención (d)	pH
1	3003	3	4.3
2	2549	3	4.3
3	1974	2	5
4	8023	9	6.4
5	1917	2	7.2
6	1697	2	7.6
7	1530	2	8.1
8	2922	3	8.2
9	3334	4	8.3
10	1792	2	8.4

4.7 Normativa ambiental

En el Ecuador existe la legislación ambiental descrita por el Ministerio de Ambiente y rige en todo el país, en ésta se describe los límites permisibles de descarga de agua residual a cuerpos de agua dulce presentados en la Tabla 12 del Anexo I del Libro VI perteneciente al Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Medio Ambiente de Ecuador. Los límites para los parámetros analizados en el estudio son presentados a continuación en la Tabla 4 donde se compara con los estándares de descarga de agua residual en Malasia.

Tabla 4 Límite permisible de descarga de agua residual para cuerpos de agua dulce en Ecuador y Malasia

Parámetros	Unidad	Límite permisible	Límite permisible
		Ecuador	Malasia
pH		5 – 9	5 – 9
DQO	mg/L	1000	*
ST	mg/L	1600	*
SST	mg/L	100	400
Aceites y grasas	mg/L	0.3	50
Nitrógeno amoniacal	mg/L	-	100
Nitrógeno total	mg/L	15	50
Temperatura	°C	35	45

*En Malasia, después del año 1984 no existe estándares de descarga (Fatemeh *et al.* 2010)

Por otra parte, el Ministerio de Ambiente del Ecuador emitió el Acuerdo Ministerial 027 donde se acuerda “Expedir el procedimiento general para otorgar la autorización ambiental para la deducción adicional del 100% de la depreciación de máquinas, equipos y tecnologías destinadas a la implementación de mecanismos de producción más limpia, a mecanismos de generación de energía de fuente renovable (solar, eólica o similares) o a la reducción del impacto ambiental de la actividad productiva, y a la reducción de emisores de gases de efecto invernadero” (Ministerio del Ambiente). Esto permitió a la extractora de aceite recibir el dinero por la implementación del tricanter, que permite una mayor eficiencia al momento de separar el aceite de la fase acuosa. El Acuerdo constituye un incentivo económico para que las empresas mantengan una búsqueda permanente de implementación de tecnologías más amigables con el ambiente.

4.8 Mecanismo de Desarrollo Limpio y Créditos de Carbono

El Mecanismo para un Desarrollo Limpio de las Naciones Unidas fue propuesto en el Protocolo de Kioto de las Naciones Unidas para reducir los gases de efecto invernadero, considerando el CO₂ como el más nocivo. La estructura institucional del MDL incluye un Consejo Ejecutivo que guía y supervisa los arreglos de MDL y garantiza que la entrega de certificados de Reducción de

Emisiones (CERs) no sea ficticia (Instituto Nacional de Ecología, 2015). El comercio de bonos de carbono consiste en la compra y venta de certificados de reducción de emisiones, permisos de emisión, montos asignados anualmente o unidades de reducción de emisiones y se basa en dos puntos: el impedimento de la emisión de una tonelada de carbono que es liberada a la atmósfera tiene el mismo efecto de mitigación del cambio climático sin importar el lugar donde se hizo la reducción y además no es importante el tiempo donde se evitan las emisiones debido al tiempo que los GEI duran en la atmósfera. Los bonos permiten emitir una tonelada de CO₂ a los países que los compran, mientras que los países conservacionistas invierten en iniciativas verdes con el dinero recibido.

En el Ecuador, desde el año 2005 existen 18 proyectos registrados: siete hidroeléctricos, tres en granjas de cerdos de Pronaca, dos de energía eólica en Galápagos, dos en los ingenios azucareros Valdez y San Carlos, uno en una productora de alcohol etílico, uno en el relleno sanitario de Quito, otro en la planta de gas quiteña Zámbriza Landfill y el programa del Gobierno de focos ahorradores

4.9 Roundtable on Sustainable Palm Oil

La Mesa Redonda de Aceite de Palma Sostenible (RSPO por sus siglas en inglés) es una asociación que reúne a diversos protagonistas dentro de la cadena de producción de aceite de palma, con el objetivo de promover el uso y producción de aceite de palma considerando criterios de sostenibilidad ambiental, social y económica. Es la iniciativa más reconocida para la sustentabilidad en el cultivo y producción de aceite de palma (Fedepalma, 2015).

El sistema de certificación de sostenibilidad de RSPO se basa en dos estándares: 1) estándar para la producción de aceite de palma sostenible que consiste en varios Principios, Criterios, Indicadores y Guías usados por los cultivadores para la implementación de prácticas sostenibles de producción de aceite. 2) Estándar de certificación de la cadena de suministro que describe los

requerimientos que garantizan el control y trazabilidad del aceite de palma certificado, sus derivados y productos a lo largo de su cadena de producción (Fedepalma, 2015).

Existen tres tipos de miembros que participan en la RSPO: miembros ordinarios que son miembros directos en la cadena de valor de aceite de palma y pueden ser cultivadores de palma, procesadores o comerciantes de aceite de palma, fabricantes de productos de consumo, distribuidores, inversionistas, ONGs ambientales y ONGs sociales. Los miembros afiliados son personas u organizaciones que se encuentran involucrados indirectamente con la cadena de valor del aceite de palma. Y los miembros asociados de la cadena de suministro son organizaciones que forman parte activa de la cadena de valor pero su demanda de aceite de palma certificado no es mayor a las 500 toneladas al año (Fedepalma, 2015)

Ancupa forma parte desde el año 2010 del RSPO para buscar la producción de aceite de palma sostenible que permitirá a los pequeños agricultores aprovechar los beneficios de las prácticas ambientales y además incrementar su productividad y eficiencia. Los criterios RSPO establece la protección de los bosques primarios y los bosques con altos valores de conservación (Ancupa, 2015).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Muestras de agua residual y lodos anaerobios

Las muestras de agua residual se tomaron de las lagunas que conforman la planta de tratamiento de aguas residuales de una empresa extractora de aceite crudo de palma ubicada en la provincia de Esmeraldas, en el cantón Quinindé. Las mismas fueron tomadas a la entrada y centro de las lagunas en dos ocasiones: el 1 de abril y el 26 de junio de 2014. Las muestras fueron recolectadas en botellas ámbar de 1 litro y llevadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ para ser analizadas. También se tomaron muestras de lodos sólidos de las lagunas No. 3, 4, 5 y 6 en envases herméticos. Los puntos de toma de muestra se presentan a continuación:

Tabla 5 Punto de muestreo de agua residual y descripción

Punto de Muestreo	Descripción
1	Florentino
2	Entrada Lag.2
3	Mitad Lag. 2
4	Entrada Lag.3
5	Mitad Lag. 3
6	Entrada Lag. 4
7	Mitad Lag. 4
8	Entrada Lag. 5
9	Mitad Lag. 5
10	Entrada Lag. 6
11	Mitad Lag. 6
12	Entrada Lag. 7
13	Mitad Lag. 7
14	Entrada Lag. 8
15	Mitad Lag. 8
16	Entrada Lag. 9
17	Mitad Lag. 9
18	Entrada Lag. 10
19	Mitad Lag. 10

5.2 Técnicas Analíticas

Las técnicas analíticas utilizadas para realizar la caracterización del agua residual de las lagunas de la planta de tratamiento se encuentran resumidas en la Tabla 6 así como los métodos de referencia utilizados.

Tabla 6 Materiales y métodos utilizados para la medición de cada parámetro de los análisis del agua residual

Parámetro	Materiales	Método De Referencia
Demanda Química de Oxígeno	Espectrofotómetro Spectronic 20D+ (Thermo Fisher Scientific Inc. altham, MA, USA) Centrífuga Spectrafuge 24D (New Jersey, USA) Vortex Denville 59A (Denville Scientific Inc., USA) Solución de digestión de alto rango compuesta por dicromato de potasio $K_2Cr_2O_7$ y ácido sulfúrico concentrado H_2SO_4 (95 - 97%) (Reactivos H.V.O, Ecuador) Solución de ácido sulfúrico concentrado H_2SO_4 (95 - 97%) con nitrato de plata $AgNO_3$ (Reactivos H.V.O, Ecuador)	SM 5220 B (APHA, 2012)
Amonio	Electrodo de referencia (Thermo Specific pH Electrode, Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Electrodo selectivo de amonio (Thermo Specific Ion Selective Electrode, ISE Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Cloruro de amonio NH_4Cl (Reactivos H.V.O, Ecuador)	SM 4500- NO_3^- D (APHA, 2012)

Tabla 7 Materiales y métodos utilizados para la medición de cada parámetro (Continuación)

Cloruro	Electrodo selectivo de cloruro (Thermo Specific Ion Selective Electrode, ISE Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Cloruro de sodio NaCl (Reactivos H.V.O, Ecuador)	SM 4500 Cl ⁻ D (APHA, 2012)
Conductividad	Electrodo de conductividad (Thermo Specific pH Electrode, Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Estándar de conductividad (1413 μ S/cm) (Thermo Scientific, Beverly, MA, USA)	SM 2510 B (APHA, 2012)
Nitrato	Electrodo selectivo de nitrato (Thermo Specific Ion Selective Electrode, ISE Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Nitrato de sodio	SM 4500 NO ₃ D (APHA, 2012)
pH	Triodo de pH (Thermo Specific pH Electrode, Orion (Beverly, MA 01915, USA)) Buffers de calibración (pH 4, 7 y 10) (Thermo Scientific, Beverly, MA, USA)	SM 4500-H ⁺ B (APHA, 2012)
Oxígeno disuelto	Electrodo de oxígeno disuelto (Thermo Specific pH Electrode, Orion (Beverly, MA 01915, USA))	SM 4500 O G (APHA, 2012)
Sólidos Totales, Volátiles, Suspendidos Totales y Suspendidos Volátiles	Crisoles Filtros de microfibra de vidrio 934-AH (Whatman, Piscataway, NJ, USA) Horno (40 GC Lab Oven, Chicago, Illinois, USA) Horno mufla (Ney Vulcan 3-550, York, PA)	SM 2540 (APHA, 2012).
	Triodo de pH (Thermo Specific pH Electrode, Orion (Beverly, MA 01915, USA))	

Tabla 8 Materiales y métodos utilizados para la medición de cada parámetro (Continuación)

Sulfato	Horno (40 GC Lab Oven, Chicago, Illinois, USA) Filtros de microfibra de vidrio 934-AH (Whatman, Piscataway, NJ, USA) Equipo de filtración (kitasato, mangueras y bomba) Cloruro de bario BaCl ₂ ·2H ₂ O (Reactivos H.V.O, Ecuador) Ácido clorhídrico HCl (Reactivos H.V.O, Ecuador)	SM 4500 SO ₄ ²⁻ C (APHA, 2012)
Temperatura	Multiparámetro portátil Thermo Scientific Orion 5-Star (Thermo Scientific, Beverly, MA, USA)	EPA 170.1 (EPA, 2002)
Turbidez	Turbidímetro AQUAfast AQ4500 (Thermo Scientific, Beverly, MA, USA).	EPA 180.1 Rev 2.0 (EPA)

5.3 Bioensayos Actividad Máxima Específica Metanogénica (Método LIA-USFQ)

Botellas de suero de 160 mL

Mangueras de 5 mm de diámetro

Solución NaOH al 2%

Tapones de caucho

Tapas de aluminio

N₂ (proporcionado por Linde Ecuador, con 99.998% de pureza)

Incubadora

5.3.1 Medio Basal Mineral de Cultivo

Compuesto	g/L
NH ₄ Cl	0.28
KH ₂ PO ₄	0.25
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.1
CaCl ₂	0.01

(Continuación)

NaHCO ₃	3
Extracto de levadura	0.01
NaCH ₃ COO.3H ₂ O	5.31
	mL/L
Solución elementos traza	1

Este ensayo se realiza con el objetivo de determinar la actividad metanogénica que presentan los microorganismos presentes en los inóculos microbianos analizados. Se emplearon botellas de vidrio de 160 mL de suero. En cada botella se colocó: medio basal mineral previamente preparado, 50 mL para lodos sólidos de las lagunas No. 4 y 5, y 40 mL para lodos líquidos de las lagunas No. 3, 4 y 5; inóculo microbiano: 10% v/v de los lodos sólidos (5 g) o 20% de lodos líquidos (10 mL). Posteriormente se selló las botellas con tapas de caucho y aluminio que disponen de un orificio en su centro. La atmósfera que se encuentra dentro de cada botella es cambiada mediante un proceso de “*flushing*” con N₂ por un período de 3 minutos para asegurar las condiciones anaerobias que favorecen el desarrollo de los microorganismos presentes en el inóculo. Se preparan 150 mL de una solución de NaOH 2% a la cual se le añade un poco de azul de metileno, el cual es usado como indicador para una fácil identificación y se vierte en otra botella de vidrio, la que es sellada con una tapa de caucho. Además, se dispone de botellas que serán los recipientes colectores de hidróxido de sodio, las cuáles se pesa antes de montar el experimento. Para ensamblar el ensayo se realiza una conexión entre las botellas de vidrio mediante una manguera; se introduce un extremo de la manguera dentro del orificio de la botella que contiene el inóculo, y al otro extremo se coloca una aguja, la cual se enclava en la tapa de caucho de la botella que contiene el NaOH. Además se coloca otra aguja en la misma tapa que será el medio por el cual el NaOH desplazado por el metano formado salga de la botella que lo contiene y se acumule en el colector antes mencionado. Una vez montado el ensayo se incubó a 30°C y durante los 5 días siguientes se

monitorea el peso del líquido colectado. Este ensayo se realizó para conocer el comportamiento de las arqueas metanogénicas de los inóculos durante la digestión anaerobia y la generación de metano tanto para los lodos sólidos de las lagunas No. 4 y 5 así como para lodos líquidos de las lagunas No. 3, 4 y 5. Este valor se expresa en unidades de g DQO-CH₄/gVSS.d. Un esquema del montaje es presentado en la Figura 4. Cada bioensayo fue realizado por duplicado.

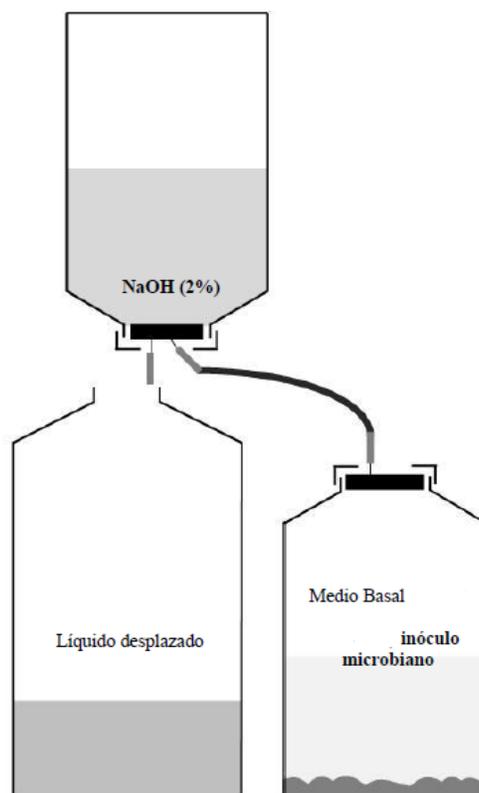


Figura 4 Esquema medición de metano mediante el método de desplazamiento de líquido (NaOH) (López, 2011)

5.4 Bioreactores

4 recipientes herméticos de plástico de 4 L

Manguera medición biogás 5 mm de diámetro

Jeringuillas de 60 mm

N₂ (proporcionado por Linde Ecuador, con 99.99% de pureza)

Solución NaOH al 2%

Planchas de agitación AGE Magnetic Stirrer (Velp Scientifca, Europa)

Incubadora

Para instalar los bioreactores se utilizó el agua de la Laguna No.4 para el montaje debido a que ésta presentó el mayor valor de actividad metanogénica específica y permite la simulación del proceso que se lleva a cabo en esta laguna con el fin de determinar las condiciones óptimas de agitación y alimentación para la mayor generación de metano y remoción de la materia orgánica. Para esto se utilizó recipientes de plástico herméticos con capacidad volumétrica de 4 L. A cada reactor se le colocó una base de vidrio para que el sistema de agitación no perjudique su funcionamiento. Se añadió 2 L de agua residual (volumen de trabajo) proveniente de la Laguna No. 4 y se selló herméticamente el reactor. El “*flushing*” fue realizado durante 4 minutos para asegurar las condiciones anaerobias dentro del reactor. En el centro de la tapa del reactor se colocó una manguera de medición de metano que será conectada mediante una aguja a una botella invertida de NaOH 2% previamente preparado. Adicionalmente, en la tapa se ubicó una jeringuilla de 60 mL para facilitar la extracción de muestras y la alimentación del reactor. Se colocaron los bioreactores sobre planchas de agitación AGE Magnetic Stirrer con agitadores magnéticos en su interior. La Figura 5 muestra un diagrama de la instalación de los bioreactores.

Se alimentó cada dos horas los reactores con el agua residual de la Laguna No. 3 con un tiempo hidráulico de retención (*Hydraulic Retention Time, HRT*) de 6 días. Las alimentaciones se realizaron diariamente en los horarios: 8 am, 10 am, 12 pm, 2 pm y 4 pm. Este modo de operación se mantuvo hasta lograr el funcionamiento similar de los reactores montados. Una vez conseguida esta condición se procedió a cambiar el modo de operación de los reactores: el primer reactor no se alimentó más pero mantuvo la agitación (modo de operación *batch*), el segundo se alimentó

normalmente con agitación (reactor de mezcla completa) y el último se alimentó pero no fue agitado (simulación Laguna No. 4). El monitoreo de los parámetros: pH, DQO total, DQO soluble, nitrato y sólidos totales y volátiles fue realizado con diferentes períodos de tiempo: a los siete y 15 días de iniciada la operación de manera idéntica de los reactores, y a los 7, 15 y 30 días de realizar el cambio de operación antes mencionado.

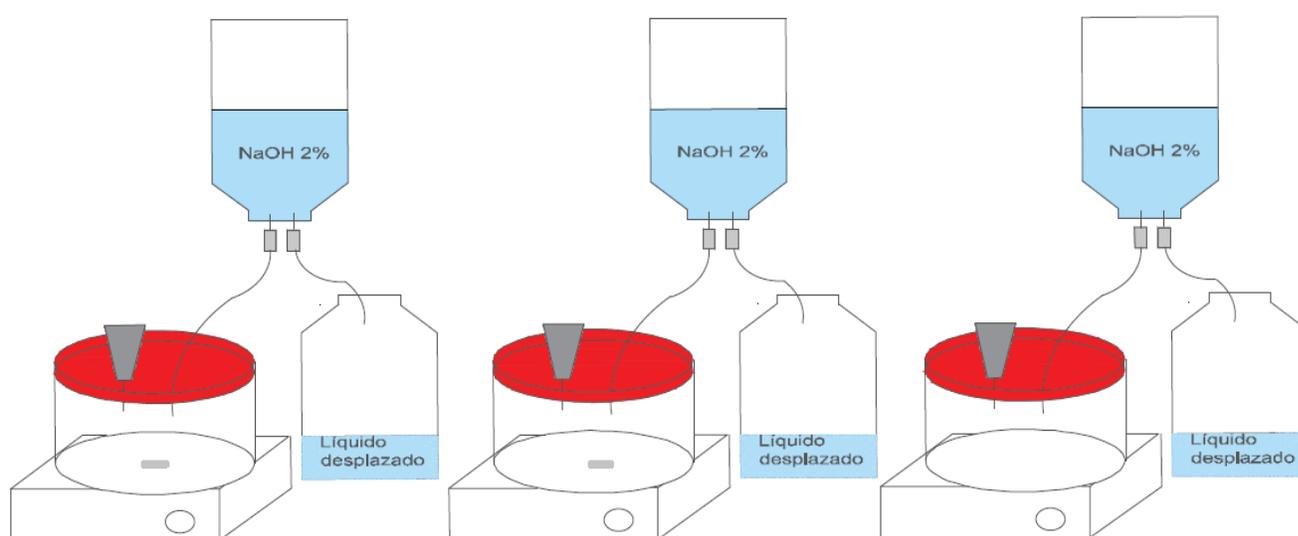


Figura 5 Esquema bioreactores colocados en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ

5.5 Medición *in situ*

Las mediciones *in situ* se realizaron el 11 de diciembre con el equipo *West Systems Portable Flux Manager* facilitado por el Laboratorio de Geología de la Universidad San Francisco de Quito. Este equipo es capaz de medir hidrocarburos, CO_2 y H_2S . Además de las condiciones ambientales como temperatura, presión y humedad relativa. El equipo está equipado con 2 campanas de acumulación de diferente tamaño para las mediciones gaseosas y una maleta donde se encuentran los detectores de los gases antes mencionados. Los datos que son recolectados por los sensores son almacenados en un teléfono inteligente que posee el software necesario para la conexión mediante *Bluetooth*

con el equipo. La medición del sensor de hidrocarburos se basa en un espectrómetro infrarrojo de doble haz, que permite detectar metano, hexano, propano y otros hidrocarburos. Su límite de detección menor es de 60 ppm y el límite máximo es de 50000 ppm. Inicialmente se realizó la calibración de los detectores, conociendo que el flujo de aire de la bomba es de 1 m³/min, se permitió el paso de N₂ y se encerraron los sensores. Este procedimiento se llevó a cabo en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ, el cual tuvo éxito con los detectores de H₂S y CH₄. Durante las mediciones in situ se utilizó la campana de acumulación pequeña, su descripción es resumida a continuación en la Tabla 9. Se realizó también la adecuación de una boya que permitiera la colocación de la campana de acumulación sobre la superficie de la laguna, puesto que la campana está diseñada para mediciones en el suelo. Para mayor información del instrumento se puede referir al manual del mismo (*westsystems.com*). Las mediciones se realizaron en las lagunas anaerobias del sistema de tratamiento: Lagunas No. 2, 3, 4 y 5 durante 15 minutos cada una.

Tabla 9 Características de la campana de acumulación (Tipo A) del instrumento *West Systems Portable Flux Manager* (WEST Systems Italy, 2007)

Diámetro interno	0.2 m
Altura interna	0.097 m
Volumen interno	3.0144.10 ⁻³ m ³
Volumen global neto	3.0628.10 ⁻³ m ³
Área neta	0.0314 m ²
Masa	1.650 kg

6. RESULTADOS Y DISCUSIONES

6.1 Caracterización Muestras de agua residual

En este trabajo de investigación se realizó la caracterización del agua residual de cada laguna para conocer el funcionamiento y la eficiencia de la planta de tratamientos del efluente contaminado de los procesos de extracción de aceite de palma. Los parámetros analizados fueron pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez, demanda química de oxígeno, sólidos totales y volátiles, amonio, nitrato, cloruro y sulfatos. Esto se llevó a cabo de acuerdo a la metodología descrita anteriormente.

El pH de acuerdo a la Figura 6 es menor a 5 en el florentino y en las Lagunas No. 1, 2 y 3. A partir de la Laguna No. 4 hasta la 6 el pH toma valores neutrales (7.1 - 7.6). Desde la Laguna No. 7 se observa el alcance de pH ligeramente básicos (8.1 - 8.3), característica que se mantiene hasta alcanzar la Laguna No. 10 con un valor de 8.2. La similitud entre los valores obtenidos en la primera y segunda visita es notable, lo que confirma una estabilidad de procesos biológicos durante los tiempos de muestreo.

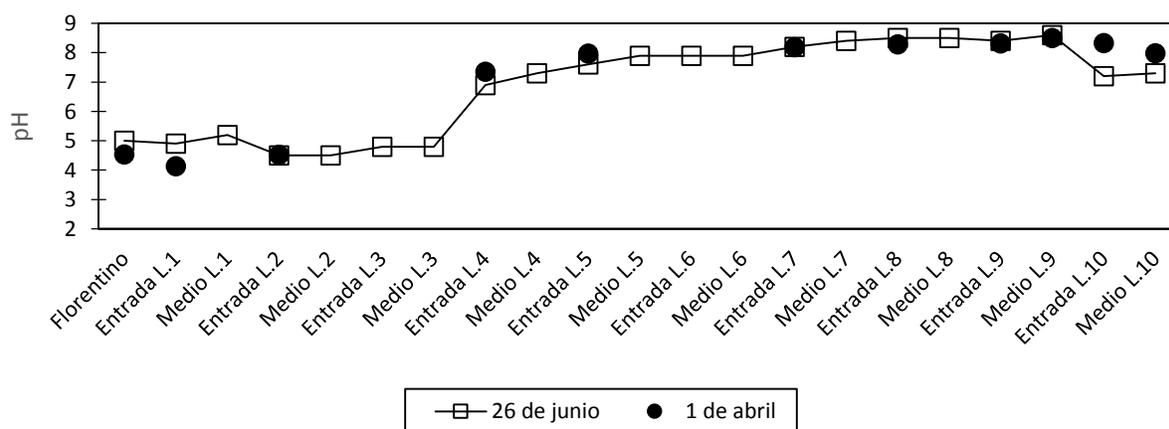


Figura 6 Información de pH a lo largo del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril 2014) y segunda visita (26 de junio 2014)

Los bajos valores de pH (menores a 5) se deben a la acción digestiva de los microorganismos presentes en el agua produciendo ácidos grasos volátiles, lo que provoca la acidificación de la misma. Este es un paso intermedio en el proceso de degradación anaerobia (Otoniel Buenrostro, 2000). Para que el crecimiento microbiano suceda satisfactoriamente, el pH no debe encontrarse menor a 4 o sobre 9.5 (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). El aumento de pH sucede a partir de Laguna No. 4 hasta alcanzar valores óptimos para la degradación anaerobia (entre 6.8 y 7.8) (Bermudez, 2000), condición que continúa hasta la Laguna No. 6. Ésta laguna y la No. 7 son consideradas facultativas, la No. 9 y No. 10 son estrictamente aerobias. El pH dentro de éstas se mantiene en valores de 8, lo que promueve la oxidación biológica para los microorganismos aerobios, mismos que toleran condiciones entre 6 y 9 (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). De acuerdo a la Tabla 12 del Libro VI Anexo I del Texto Unificado de Legislación Ambiental del Ministerio de Ambiente, el pH del agua de descarga a un cuerpo de agua dulce debe ubicarse en el rango de 5 - 9, parámetro que se cumple con la PTAR.

La Figura 7 muestra la temperatura de las lagunas, y permite identificar que en la segunda visita el agua residual en el florentino presentó una temperatura de 60° C, seguido por una baja significativa a 35°C desde la entrada a la Laguna No. 1. A medida que continúa el tratamiento, la temperatura se mantiene en un rango de 30 a 35°C hasta alcanzar la Laguna No. 10. La primera visita tuvo una tendencia similar, sin embargo la temperatura inicial fue de 70°C.

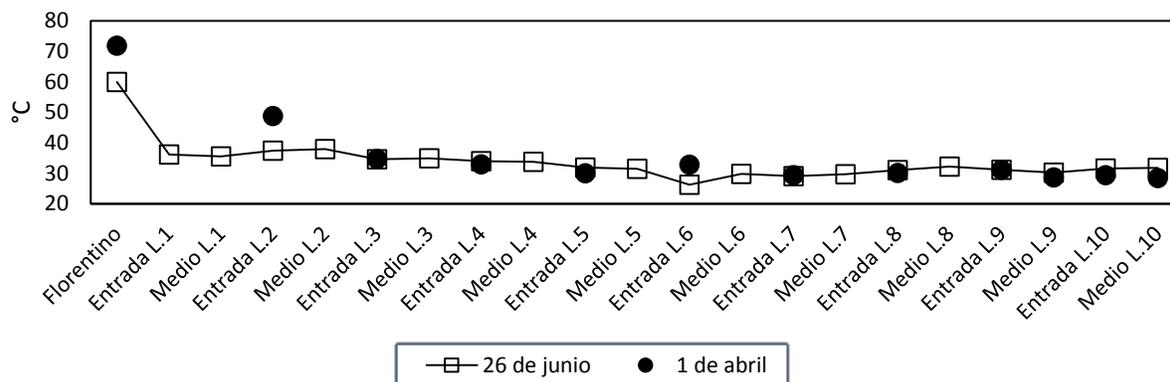


Figura 7 Comportamiento de la temperatura obtenida dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)

Existen tres tipos de bacterias: psicrófilas, mesófilas, o termófilas. Las psicrófilas soportan entre 10 a 30° C, sin embargo su rango óptimo se encuentra entre 12 y 18°C. Las mesófilas sobreviven a 20°C hasta 50°C, y sus condiciones óptimas se encuentran entre 25 a 40°C. Las bacterias termófilas soportan temperaturas hasta 75°C pero su desempeño es mejor entre los 55 a 65°C (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

La temperatura al ingreso al florentino es considerablemente 70°C, esto se debe a las reacciones químicas y procesos industriales dentro de la planta extractora. A continuación, en la PTAR se evidencia la disminución de la temperatura a 35°C ± 5, valores óptimos para el crecimiento y supervivencia de bacterias principalmente mesófilas. Además de acuerdo la Tabla 12 Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio del Ambiente, el límite para descargas a un cuerpo de agua dulce es 35°C, condición que cumple el agua tratada de la extractora.

De acuerdo a los valores obtenidos en la segunda visita, la conductividad del agua residual en el florentino es de 12 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y a la entrada de la laguna 1 disminuye significativamente a 4 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A medida que el agua continua su recorrido, la conductividad se mantiene en rangos de 4 000 a 6 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta alcanzar la Laguna No. 6 donde presenta una baja a valores cercanos a 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tendencia que se mantiene hasta finalizar el tratamiento. Sin embargo, para la primera visita se diferencia el valor de conductividad de entrada al florentino con 10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la entrada de la Laguna No. 2, y valores entre 4 000 y 6 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ desde la Laguna No. 4 hasta la entrada a la Laguna No. 10

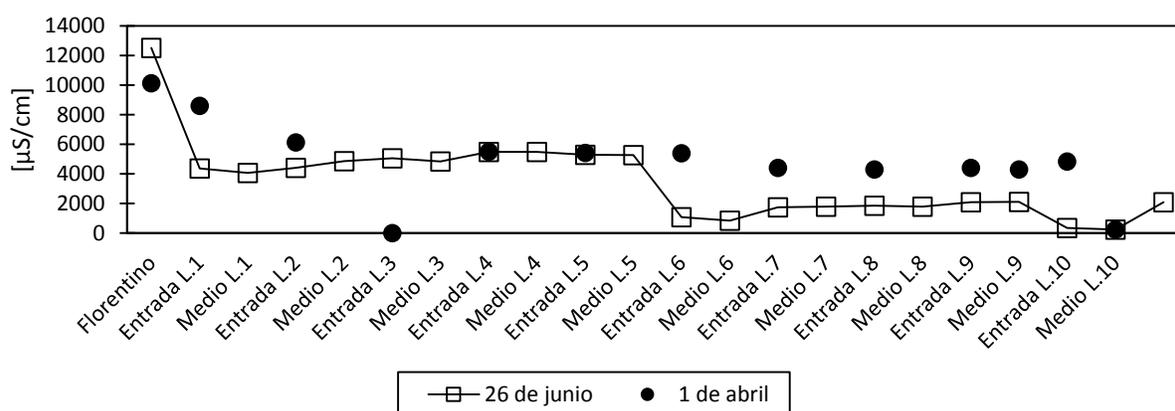


Figura 8 Valores de conductividad dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)

La conductividad del agua indica la capacidad para conducir corriente eléctrica, fenómeno que se da por la cantidad de sales disueltas en el agua, y es una medida indirecta para conocer la concentración de sólidos totales disueltos (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). El ingreso al florentino es alto (12 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$), lo que representa gran cantidad de iones y sólidos totales disueltos debido a los procesos que ocurren dentro de la planta extractora y a la mezcla del agua residual con el agua condensada proveniente de calderos y esterilización. Actualmente, la legislación ecuatoriana no regula el valor de la conductividad del agua residual a ser descargada en cuerpos de agua dulce, sin embargo es importante mencionar que este parámetro es medido

para conocer la posibilidad de utilizar el agua tratada para irrigación (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001). De acuerdo a la literatura, los valores de conductividad eléctrica adecuados para ésta actividad se encuentran entre 0 y 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Silva, Torres, & Madera, 2008). El agua tratada de la extractora se considera apta para la irrigación.

La Figura 9 evidencia la nula o muy baja cantidad de oxígeno disuelto desde el florentino hasta la Laguna No. 5, donde presenta valores menores a 1 mg/L. A partir de la Laguna No. 6 se alcanza valores cercanos a 3 mg/L, y en la Laguna No. 8 se observa 4 mg/L de OD, para finalmente terminar con valores sobre los 8 mg/L en la Laguna No. 10. Las dos visitas en general presentan tendencias similares.

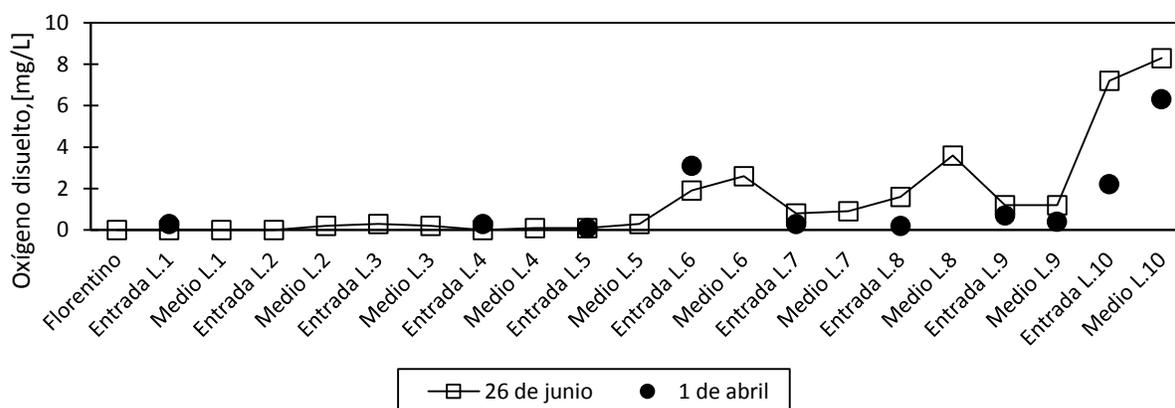


Figura 9 Concentración de oxígeno disuelto dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita (1 de abril) y segunda visita (26 de junio)

La cantidad de oxígeno disuelto es importante para la vida de plantas y animales acuáticos. El oxígeno se encuentra en el agua debido a dos mecanismos: la fotosíntesis realizada por algas y plantas acuáticas y por difusión desde la atmósfera. La solubilidad de éste elemento está relacionada directamente con la temperatura, la presión parcial del gas y concentración de impurezas, sales e iones disueltos (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). Conocer la concentración de OD es importante ya que permite identificar la viabilidad de llevar a cabo un tratamiento biológico aerobio, puesto que es necesario la presencia de una cantidad mínima para

el crecimiento de microorganismos aerobios (EPA, 2012) . Cuando no existe OD en el agua, las condiciones anaerobias promueven el crecimiento de otros microorganismos. La baja concentración de oxígeno disuelto (<1 mg/L) al inicio del tratamiento hasta la Laguna No. 5 se debe a las altas temperaturas con las que el agua residual ingresa al sistema caracterizando a estas lagunas como completamente anaerobias. El posterior aumento de la concentración de OD sucede por la oxigenación del agua debido a la agitación con la que es descargada antes de su ingreso hacia la Laguna No. 6. En la Laguna No. 7 ocurre una pérdida de concentración de OD que se encuentra estrechamente relacionada con la disminución de amonio que ocurre en esta laguna, debido al proceso de nitrificación, el cual consume oxígeno de acuerdo a su estequiometría (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). A partir de la Laguna No. 7 existe un crecimiento progresivo de algas, que proveen de oxígeno al agua, y por esto su incremento a partir de la Laguna No. 8. Cuando el agua residual alcanza la Laguna No. 10 su OD aumenta a 8 mg/L, valor que permite identificar el agua de muy buena calidad para la vida acuática (Sardiñas *et al.*, 2006). Dentro de la legislación nacional este parámetro no es regulado.

La turbidez es provocada por materia insoluble en suspensión o dispersión coloidal y es una medida de la cantidad de luz que el agua es capaz de transmitir (Tchbanoglous, Burton, & Stensel, 2001). Mediante los resultados de la caracterización in situ de Junio y de Abril 2014 se evidencia una disminución de este parámetro a medida que continúa el tratamiento. La turbidez en la Laguna No. 2 y No. 3 presenta valores altos de 1 894 y 2 655 NTU respectivamente. Esto sucede por la cantidad inicial de sólidos totales del agua residual al ingreso del tratamiento. El aumento de turbidez en el agua altera a la fotosíntesis y reduce la producción de oxígeno disponible. En la Laguna No. 4 existe una disminución significativa de la turbidez hasta obtener valores de 678

NTU, y a partir de la Laguna No. 5 se encuentran valores menores a 103 NTU. El final del tratamiento presenta un valor de 16.4 NTU.

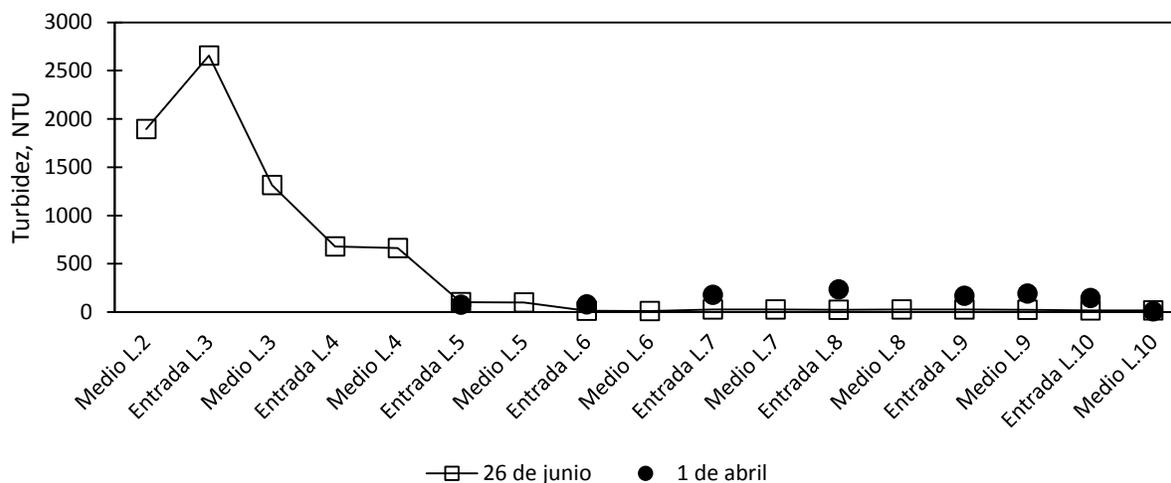


Figura 10 Turbidez dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera visita y segunda visita

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) constituye un parámetro importante para la caracterización de las aguas residuales puesto que su medida establece la cantidad de materia orgánica presente que puede ser oxidada químicamente usando dicromato en una solución ácida (*Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003*). De acuerdo a la Figura 11, la DQO al inicio del tratamiento es de 61 489 mg/L. Este valor alto corrobora las características del efluente del proceso de extracción de aceite de palma de la literatura (*Igwe & Onyegbando, 2007*). A medida que el agua residual avanza en el tratamiento, la DQO disminuye. Es así que al ingreso a Laguna No. 3 posee un valor de 11 711 mg/L, situación que se debe a la transformación de la materia biodegradable presente, la reducción de DQO continúa en la Laguna No. 4 donde tiene un valor de 1 838 mg/L, esta disminución ocurre por la acción microbológica. La metanogénesis sucede dentro de ésta laguna por las condiciones óptimas para este proceso (pH y temperatura) lo que

permite la transformación de los ácidos grasos volátiles en metano y CO_2 (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003), logrando un porcentaje de remoción de materia orgánica y reducción de DQO. Como producto de la digestión anaerobia además del metano se tiene lodos, que se encuentran como sedimentos de la Laguna No. 4. Además, puede ocurrir simultáneamente la degradación debido a la acción de bacterias sulfato-reductoras que en presencia de altos contenidos de sulfatos (890 mg/L) compiten con los microorganismos metanogénicos por los sustratos como propionato y butirato (Rodríguez, 2009), lo cual conlleva a suponer la posibilidad de la remoción biológica anaerobia de materia orgánica mediante las BSR. En la Laguna No. 4 sucede el 99% de la remoción de DQO. A partir de la Laguna No. 5 el DQO se reduce hasta alcanzar valores menores a 100 mg/L al final del tratamiento. Esto se debe a la degradación que sucede en estas lagunas que son facultativas principalmente para depuración. En el Libro VI Anexo 1 Tabla 12 se especifica que el valor límite para la DQO a un cuerpo de agua receptor debe ser menor a los 250 mg/L, condición que es cumplida con el sistema de tratamiento de lagunaje.

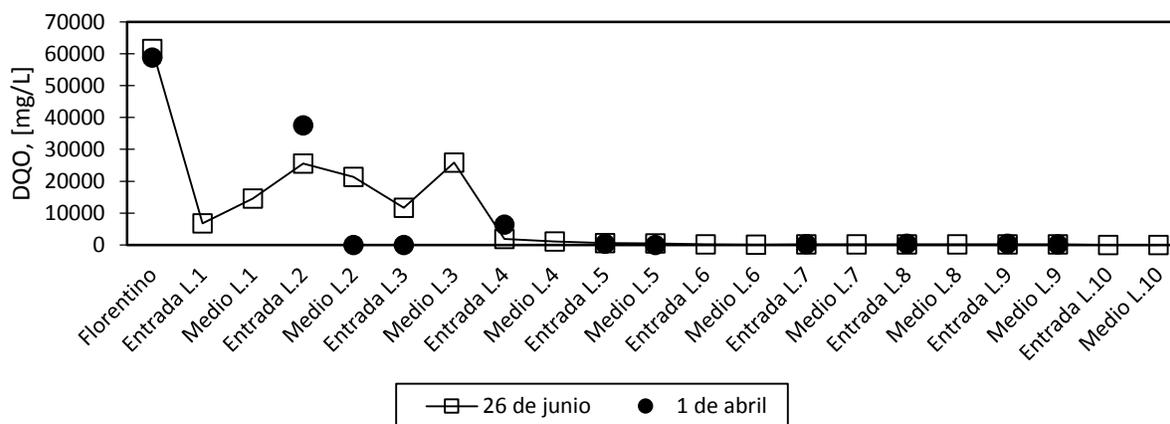


Figura 11 Evolución de la DQO en el sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita

Como sólidos totales se conoce a la composición de sólidos suspendidos, sólidos disueltos y sólidos sedimentables en el agua y se diferencian de acuerdo al tamaño de partícula que poseen. Existe también los sólidos volátiles que es una medida indirecta de la materia orgánica presente en la muestra (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). En la Figura 12 se observa que la tendencia de la concentración de sólidos totales y volátiles es similar. Los sólidos totales inician con valores altos (61 025 mg/L) que van disminuyendo a lo largo del tratamiento, sin embargo la mayor reducción sucede en las tres primeras lagunas obteniendo un porcentaje de remoción de 93% de sólidos totales al pasar hacia la Laguna No. 4. Esta laguna posee condiciones para la degradación anaerobia metanogénica, que se caracteriza por una generación de lodos en un 10% del total de DQO (Rodríguez, 2009). Al iniciar la Laguna No. 5, la concentración de ST es 3 007 mg/L, y continuando el tratamiento al alcanzar la Laguna No. 9 su valor se encuentra en los 637 mg/L.

La concentración de SV es inicialmente 52 593 mg/L, presentando una significativa disminución a partir de la Laguna No. 5 con un valor de 735 mg/L obteniendo un porcentaje de remoción de 98% de SV. La Laguna No. 9 finaliza el tratamiento con 488mg/L. La legislación nacional declara que el límite máximo para la descarga de agua residual a un cuerpo de agua dulce de sólidos totales debe ser de 1 600 mg/L, condición cumplida por la PTAR.

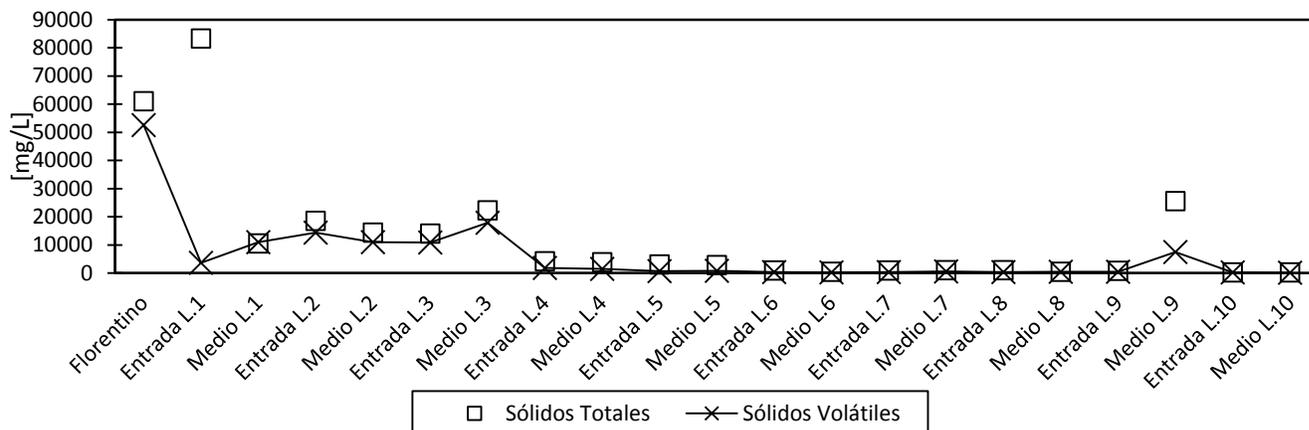


Figura 12 Concentración de sólidos totales y sólidos volátiles dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales

La concentración de NO_3^- inicia en el florentino con un valor de 37 mg/L, y continúa con un incremento significativo en la entrada de la Laguna No.2 (209 mg/L). Es importante aclarar que el agua que ingresa a ésta laguna es el agua residual que sale de los florentinos y se junta con el agua de la Laguna No. 1. En la mitad de Laguna No. 2, NO_3^- disminuye a 30 mg/L. Al continuar el tratamiento, la concentración se mantiene entre los 5 y 40 mg /L. Al alcanzar la Laguna No. 10 contiene 58 mg/L, y en la mitad de ésta disminuye a 3 mg/L

El nitrógeno es un elemento abundante en la naturaleza y junto con el fósforo son nutrientes esenciales para el crecimiento de algas y plantas acuáticas (Sánchez *et al.*, 2011). El nitrógeno inorgánico puede encontrarse principalmente como nitrógeno gas (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+), y el nitrógeno orgánico está presente en las proteínas (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). El nitrito presente en el agua es transformado a nitratos rápidamente por los microorganismos, estas reacciones influyen en la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Es considerado peligroso para la vida acuática si en el agua residual alcanza cantidades superiores a 90 mg/L de nitratos (Sánchez *et al.*, 2011). En general, de acuerdo a la Figura 13, la concentración

de NO_3^- inicia en el florentino con un valor de 37 mg/L, y continúa con un incremento significativo en la entrada de la Laguna No.2 (209 mg/L), que expresados en forma de N-NO_3^- es 47 mg/L. El aumento de concentración no se relaciona con el proceso de nitrificación debido a que éste es completamente autotrófico y aerobio (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003), en ésta laguna el OD es muy bajo. La concentración elevada de nitrato probablemente se debe a la calidad del efluente que ingresa durante el día a la Laguna No. 2, puesto que ésta es una mezcla entre el agua que sale de los florentinos y el agua de la Laguna No. 1. En la mitad de Laguna No. 2, NO_3^- disminuye a 30 mg/L. La Laguna No. 3 presenta una baja de la concentración de nitrato, lo que puede deberse al proceso de denitrificación que permite la reducción de nitrato a nitrógeno gas y/o porque el nitrato es absorbido por las algas o plantas acuáticas para realizar la síntesis de proteínas vegetales. En las lagunas No. 4, 5, 6, 7, 8 y 9 no se observa un incremento significativo de la concentración de nitrato, al contrario se identifica la estabilización a concentraciones menores de 50 mg/L. En la última laguna se encuentra una cantidad de 13 mg/L N-NO_3^- , que relacionado con la legislación nacional es ligeramente mayor que el límite permisible de 10 mg/L N-NO_3^- .

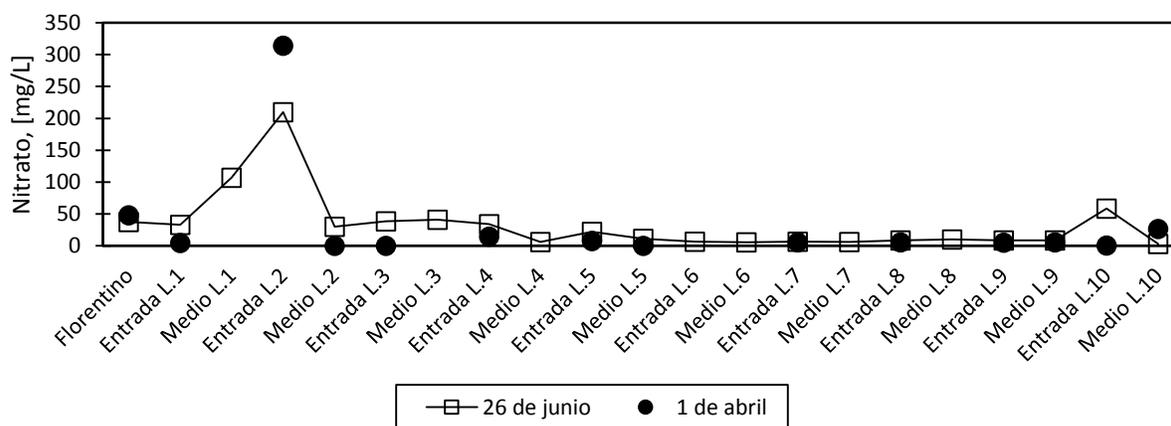


Figura 13 Concentración de nitrato dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita.

El comportamiento de la concentración de amonio presentado en la Figura 14 muestra un aumento en la Laguna No. 1 hasta alcanzar valores de 200 mg/L NH_4^+ . Este incremento responde al proceso de amonificación que consiste en la asimilación de proteínas y aminoácidos presentes en el agua residual para la formación de amonio. Siguiendo con el recorrido, el amonio aumenta nuevamente hasta alcanzar la Laguna No. 4 con 127 mg/L. A partir de la Laguna No. 6 la concentración de amonio tiene una tendencia a disminuir. La Laguna No. 9 tiene una concentración de 112 mg/L. Finalmente, la cantidad total de amonio en el agua de la descarga de la Laguna No. 10 es de 15 mg/L. El amonio ionizado (NH_4^+) es una especie química considerada no tóxica o significativamente menos tóxica en relación al amoníaco (NH_3) (Frías & Páez, 2012). Mediante análisis químicos no se determinó la concentración de las dos especies químicas de amonio, sin embargo ya que el pH de la Laguna No. 10 es igual a 8.2 se determina que en la muestra predomina la especie de amonio en un 90% (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

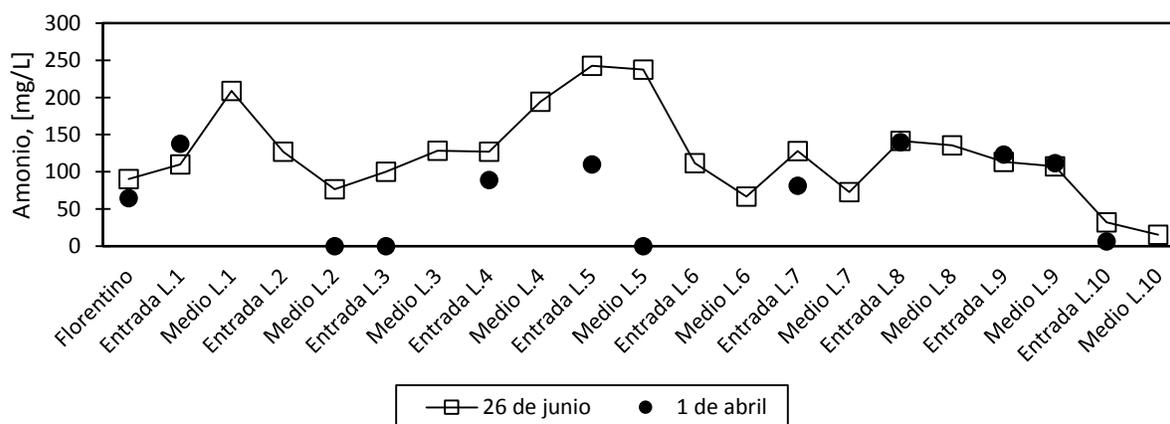


Figura 14 Concentración de amonio dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales para la primera y segunda visita

El cloruro es un ión inorgánico que se encuentra en el agua residual. En cuanto a la concentración en la planta de tratamiento presentada en la Figura 15, se diferencia un pico alto de concentración

en el agua del florentino con 912 mg/L de cloruros, esto sucede por la mezcla que ocurre en el canal de transporte del agua residual hacia la planta de tratamiento entre el agua residual utilizada para el proceso de extracción de aceite y los condensados del proceso de esterilización. Sufre una caída significativa en la Laguna No. 1 a 433 mg/L. Posteriormente mantiene valores estables entre los 300 y 450 mg/l hasta la Laguna No. 5. En la Laguna No. 6 disminuye hasta 49 mg/L. A partir de la Laguna No. 7 hasta la Laguna No. 9 presenta valores entre los 100 y 144 mg/L. En la Laguna No. 10 disminuye la concentración a 20 mg/L. Los cloruros no se espera formen parte de una remoción microbiológica, sino más bien por procesos físicos como adsorción sobre las partículas o la formación de sales mediante intercambio iónico debido a cationes disueltos en el agua residual. En este caso, se puede presumir que la remoción de cloruros sucede por la formación de cloruro de zinc ($ZnCl_2$), puesto que de acuerdo a la caracterización realizada el agua residual ingresa al tratamiento con 2 mg/L de zinc. De acuerdo a la literatura, la adsorción de zinc con cloruro mediante intercambio iónico tiene gran estabilidad mecánica y alta tasa de adsorción (Kononova *et al.*, 2011).

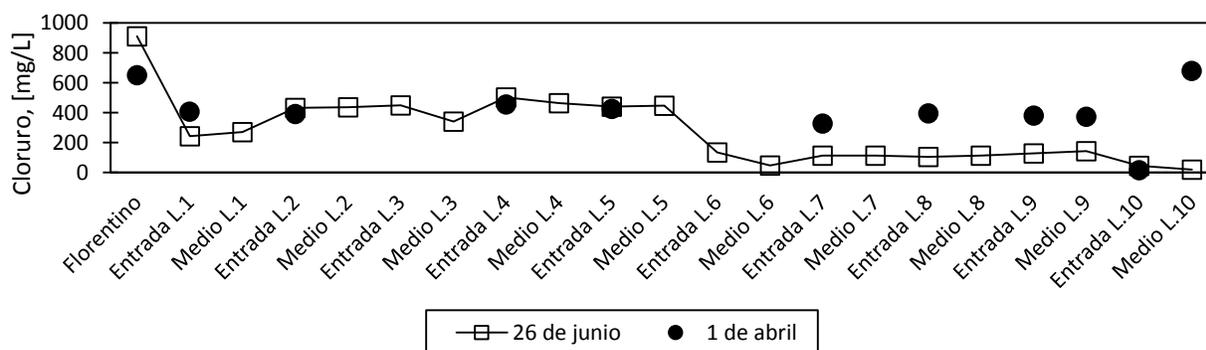


Figura 15 Concentración de cloruros dentro del sistema de tratamiento para la primera y segunda visita

En la Figura 16 se observa que la concentración de sulfatos disminuye a partir de la Laguna No. 1 hasta la Laguna No. 5. Inicialmente presenta valores de 1200 mg/L y al alcanzar la Laguna No. 5 tiene 480 mg/L de concentración de sulfatos. A partir de la Laguna No. 6 ya no se remueve sulfatos, éste mantiene valores entre 403 y 500 mg/L hasta la Laguna No. 9, mostrando una tendencia a la estabilización.

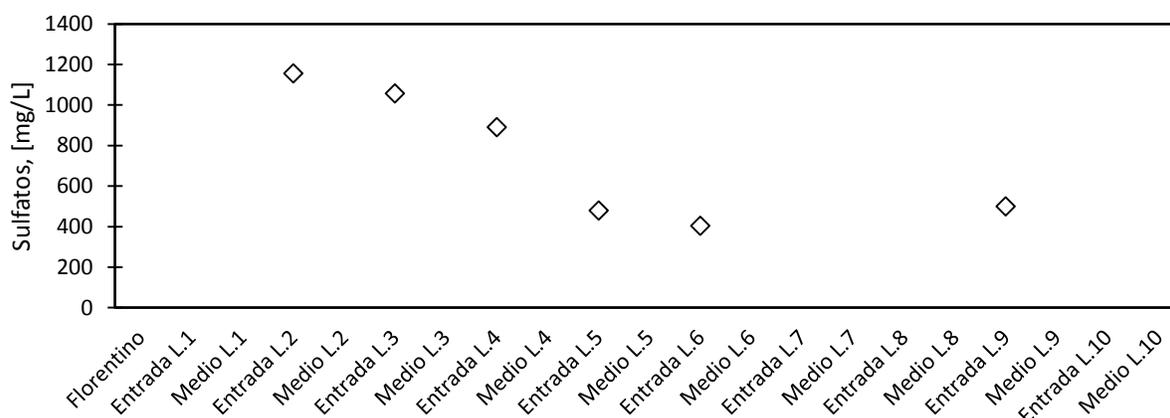


Figura 16 Concentración de sulfatos en el sistema de tratamiento de aguas residuales

El sulfuro es uno de los macroelementos necesarios para el crecimiento bacteriano y la síntesis de proteínas (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). En el agua residual se encuentra presente como ión sulfato. Cuando el agua tiene altas cantidades de sulfato y en condiciones anaerobias las bacterias sulfato-reductoras pueden transformar sulfato a sulfuro, que a su vez con hidrógeno forman H_2S . Para las *archeas* metanogénicas concentraciones mayores a 200 mg/L S^{2-} es tóxico inhibiendo su actividad (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). Los sulfatos en el agua residual del sistema de tratamiento disminuyen progresivamente en las lagunas anaerobias por la acción de las bacterias sulfato reductoras. Por otra parte, al realizarse los análisis para identificar los sulfuros en las muestras no fue posible, ya que el H_2S presenta una solubilidad muy baja en el agua y a pH menores a 8 se origine la formación de vapores de H_2S de la mezclas acuosas (Ábia, Rejo, &

Vieira, 2003). Al continuar el tratamiento, la concentración de sulfatos se estabiliza en la Laguna No. 9 con alrededor de 500 mg/L. En cuanto a la legislación ambiental, el límite permisible para la descarga de sulfatos es de 1000 mg/L, condición que es cumplida al final del tratamiento,.El sulfuro también es limitado al momento de la descarga con 0.5 mg/L, valor que también es cumplido por la PTAR. Los valores obtenidos son presentados en detalle a continuación en la Tabla 10 y Tabla 11.

Tabla 10 Caracterización agua residual del sistema de tratamiento de aguas residuales para ambas visitas. Se presentan los parámetros de pH, conductividad, DQO, Sólidos totales y volátiles, nitrato, amonio, sulfato y cloruro.

Punto de Muestreo	pH		Conductividad $\mu\text{S/cm}$		DQO, mg/L		ST, mg/L	SV, mg/L	NO ₃ ⁻ , mg/L		NH ₄ ⁺ , mg/L		SO ₄ ²⁻ , mg/L	Cl ⁻ , mg/L	
	26 de Junio	1 de Abril	26 de Junio	1 de Abril	26 de Junio	1 de Abril			26 de Junio	1 de Abril	26 de Junio	1 de Abril		26 de Junio	1 de Abril
Florentino	5	4.53	5230	5460	61488	58773	61025	52593	37	47	90	64		911	652
Entrada L.1	4.9	4.13	2833	3950	6802		83315	3646.67	33	4	109	137		243	406
Medio L.1	5.2		2684		14580		10578	11025	106		208			271	
Entrada L.2	4.5	4.52	2720	4500	25544	37573	18548	14396.67	209	314	126		1156	433	392
Medio L.2	4.5		2980	-	21377	-	14340	10950	29	-	76	-		436	
Entrada L.3	4.8		3320	-	11711	-	14060	10885	38	-	100	-	1056	450	
Medio L.3	4.8		3330		25822		22265	17870	41		128			341	
Entrada L.4	6.9	7.35	3660	3940	1837	6378	4168	1785	33	14	126	89	890	503	455
Medio L.4	7.3		3600		1110		3841	1533	6		194			465	
Entrada L.5	7.6	7.97	3670	4200	576	423	3006	735	22	7	242	110	480	442	427
Medio L.5	7.9		3630	-	460	-	2888	756	10	-	237	-		447	
Entrada L.6	7.9		1260		176		917	360	6		111		403	134	
Medio L.6	7.9		601		75		498	248	5		66			48	
Entrada L.7	8.2	8.19	1285	3510	151	234	880	377	6	5	128	81		113	328
Medio L.7	8.4		1253		203		976	551	5		72			112	
Entrada L.8	8.5	8.28	1248	3830	202	404	1046	351	8	5	141	139		104	397
Medio L.8	8.5		1277		133		512	431	10		135			114	
Entrada L.9	8.4	8.32	1471	3480	172	374	837	488	8	5	113	123	500	128	382
Medio L.9	8.6	8.5	1387	3490	143	134	25572	7490	8	5	107	111		144	372
Entrada L.10	7.2	8.33	310	168	22		265	226	58	0.70	32	6		45	14
Medio L.10	7.3	7.98	164	5400	4		187	130	3	26	15			20	678

Tabla 11 Medición in situ de parámetros: pH, temperatura, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto

Punto de muestreo	pH	Temperatura, °C	Conductividad, $\mu\text{S/cm}$	Turbidez, NTU	Oxígeno disuelto mg/L
Florentino	4.7	60	12510	-	-
Entrada L.1	4.6	36.2	4360	-	-
Medio L.1	4.7	35.6	4070	-	-
Entrada L.2	4.3	37.5	4420	-	-
Medio L.2	4.3	38	4860	1894	0.2
Entrada L.3	5	34.6	5060	2655	0.3
Medio L.3	4.5	34.9	4830	1314	0.2
Entrada L.4	6.4	34	5480	678	0
Medio L.4	6.6	33.8	5480	664	0.1
Entrada L.5	7.2	31.9	5300	103	0.1
Medio L.5	7.3	31.5	5260	101	0.3
Entrada L.6	7.6	26.3	1072	14.3	1.9
Medio L.6	7.6	29.8	831	9.21	2.6
Entrada L.7	8.1	29.1	1738	27.5	0.8
Medio L.7	8.1	29.7	1778	25.9	0.9
Entrada L.8	8.2	31.1	1844	22.2	1.6
Medio L.8	8.3	32.2	1794	28.2	3.6
Entrada L.9	8.3	31.2	2088	26.4	1.2
Medio L.9	8.3	30.3	2113	22.9	1.2
Entrada L.10	8.4	31.6	351	17.4	7.2
Medio L.10	8.5	31.8	249	16.4	8.3

6.2 Actividad Máxima Metanogénica Específica (AME)

Para evaluar la actividad máxima específica metanogénica de un inóculo existen diferentes métodos: desplazamiento de líquido, cromatografía de gases y respirometría (López, 2011). En esta investigación se utilizó el primer método, donde el líquido desplazado fue NaOH al 2%. La solución base es usada por su propiedad para reaccionar con el dióxido de carbono que forma parte del biogás, lo que permite una medición más aproximada de la cantidad de metano generada (Torres & Pérez, 2010). Considerando que el volumen desplazado de NaOH es igual al volumen de metano generado y utilizando la ley de los gases ideales se calculó la cantidad de moles generadas de metano por gramo de sólido suspendido volátil (moles CH₄/g VSS). Los inóculos microbianos fueron añadidos a un medio basal mineral, el cual contenía acetato como sustrato donador de electrones para la degradación, éste compuesto es fácil de degradar anaeróbicamente y sólo participa en la fase de metanogénesis (López, 2011).

Para iniciar los ensayos es necesario realizar la caracterización de los inóculos a utilizar, la misma que es presentada en la Tabla 12. Se identifica a los lodos líquidos de la Laguna No. 3 con un pH ácido, lo que no se encuentra dentro de los rangos óptimos (6.8 – 7.8) para la actividad microbiana de las *arqueas* metanogénicas (Bermudez, 2000). Por el contrario, los inóculos evaluados provenientes de la Laguna No. 4 y 5 poseen valores más cercanos al pH neutro.

La concentración de SST representan la cantidad total de sólidos en el inóculo y los SSV representan el contenido orgánico de los sólidos además se considera como una medida indirecta de la biomasa (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). La relación de estos parámetros permite identificar la utilización del inóculo para los procesos de degradación biológica. Debe encontrarse en el rango de 60 – 80% SSV/SST para ser considerado saludable de acuerdo a la literatura (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003). De acuerdo a la Tabla 12, los inóculos con mayor

relación son los lodos líquidos provenientes de las lagunas No. 3, 4 y 5, lo que indica gran cantidad de biomasa en ellos. Los lodos sólidos de las lagunas No. 4 y 5 tienen una baja relación, lo que indica que aproximadamente el 90% de los sólidos totales están constituidos por material inerte. Se considera como lodos líquidos al agua residual que se encuentra en las lagunas, mientras que los lodos sólidos se conocen al lodo que se encuentra en la profundidad.

Tabla 12 Caracterización de pH, SST, SSV y SSV/SST de los inóculos utilizados para los ensayos de actividad metanogénica específica

Laguna	Inóculo	pH	Unidad	SST	SSV	SSV/SST (%)
No. 3	Lodos líquidos	4.5	mg/L	850	590	69
No. 4	Lodos líquidos	6.6	mg/L	570	440	77
	Lodos sólidos	7.5	mg/g	540	40	7
No. 5	Lodos líquidos	7.3	mg/L	2850	2050	72
	Lodos sólidos	8.2	mg/g	470	70	15

En la Figura 17, Figura 18 y Figura 19 se observa el crecimiento microbiano que sucede durante las primeras 10 a 20 horas para su posterior estabilización, siguiendo la curva típica de crecimiento registrada en la literatura. Este ensayo permite conocer la capacidad de carga del tratamiento anaerobio y así obtener la carga orgánica adecuada para el mismo (Kayranli & Ugurlu, 2012). La generación de metano es presentada en moles CH₄ con respecto al tiempo para cada inóculo.

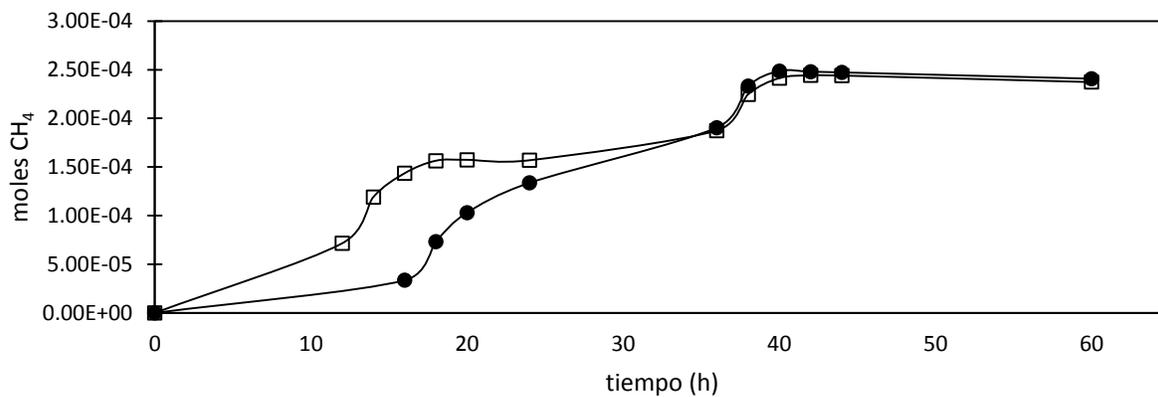


Figura 17 Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando el inóculo lodos líquidos de la Laguna No. 3 de la PTAR. El ensayo se realizó por duplicado: (□) Réplica 1 y (•) Réplica 2.

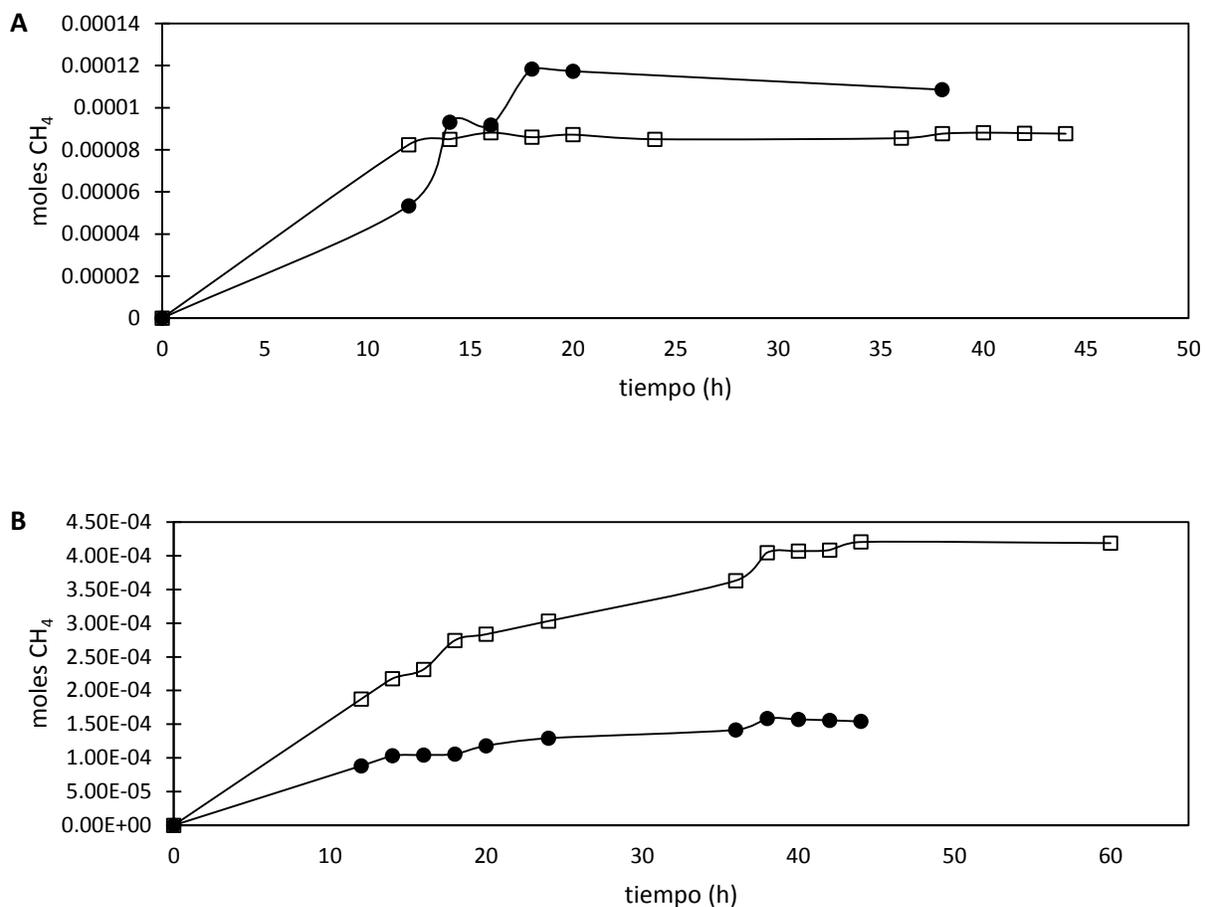


Figura 18 Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando inóculos provenientes de la Laguna No. 4. (A) Inóculo correspondiente a lodos líquidos (B) Inóculo correspondiente a lodos sólidos. Los ensayos se realizaron por duplicado: (□) Réplica 1 y (●) Réplica 2.

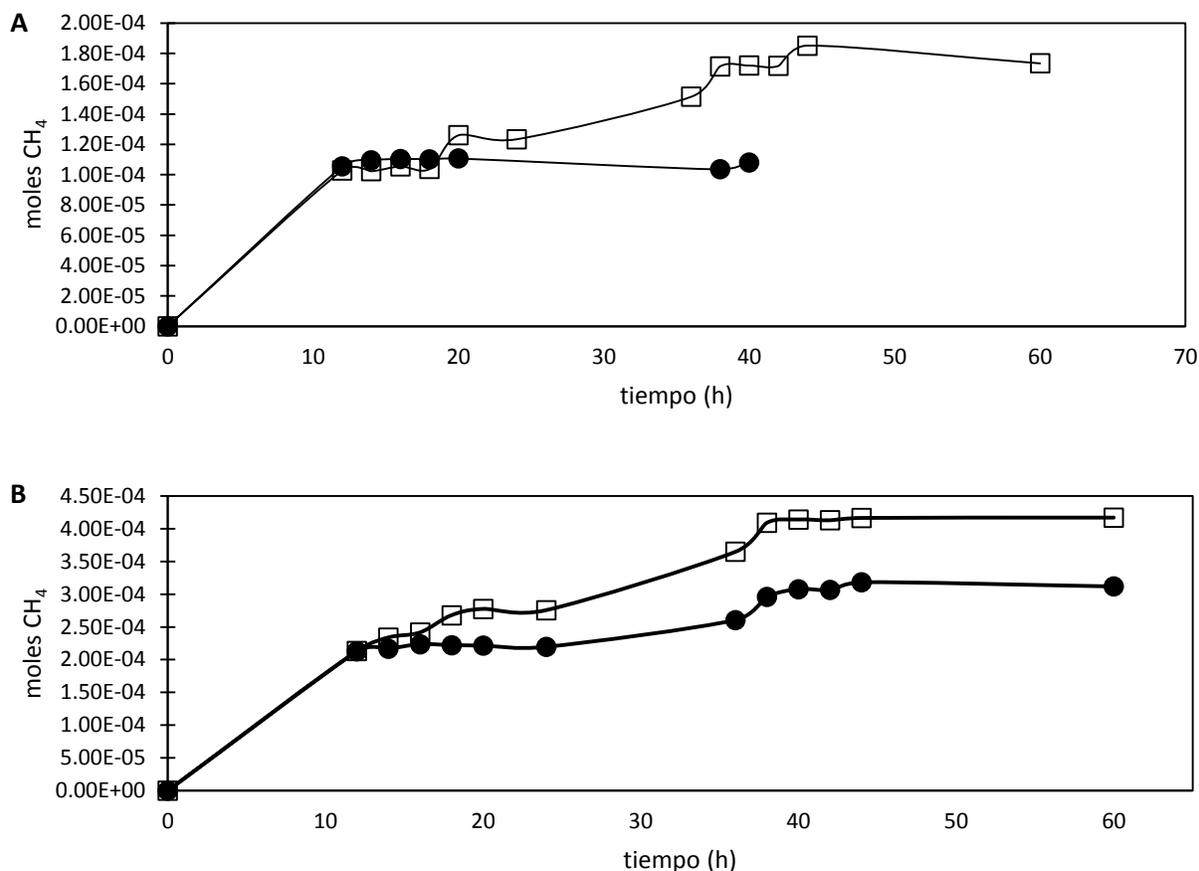


Figura 19 Producción acumulada de metano con respecto al tiempo evaluando inóculos provenientes de la Laguna No. 5. (A) Inóculo correspondiente a lodos líquidos (B) Inóculo correspondiente a lodos sólidos. Los ensayos se realizaron por duplicado: (□) Réplica 1 y (●) Réplica 2.

La producción de metano se determinó a partir de la pendiente de generación acumulada de metano con respecto al tiempo y fue expresada en g DQO-CH₄/g SSV. d. El procedimiento general realizado para la obtención de estos valores se presenta en el Anexo 4.

En la Tabla 13 se presentan las actividades máximas de generación de metano, identificando los lodos líquidos de la Laguna No. 4 con el valor más alto 2.23 g DQO-CH₄/g SSV. d, seguido por lodos líquidos de la Laguna No. 3 con 1.69 g DQO-CH₄/g SSV. d. Los lodos líquidos de la Laguna No. 5 presenta un valor de 0.47 g DQO-CH₄/g SSV. d. Los inóculos evaluados de lodos sólidos presentaron valores menores de actividad de generación de metano: lodos de la Laguna No. 4

presentaron un valor de 0.06 g DQO-CH₄/g SSV. d y de la Laguna No. 5 de 0.03 g DQO-CH₄/g SSV. d.

Tabla 13 Actividad metanogénica máxima específica de inóculos microbianos evaluados en presencia de 2.5g DQO acetato/L

Laguna Anaerobia	Inóculo	Actividad Máxima Específica Metanogénica (g DQO-CH ₄ /g SSV. d)
3	Lodo líquido	1.69
	Lodo líquido	2.23
4	Lodo sólido	0.06
	Lodo líquido	0.47
5	Lodo sólido	0.03

*La actividad máxima específica de los inóculos evaluados se determinó con el valor de SSV de cada laguna presentados en la Tabla 12.

De acuerdo a estudios realizados, se conoce que la AME para lodos granulares se encuentra alrededor de 0.46 – 1.2 g DQO-CH₄/g SSV. d (Castelo M. , 2012). Por otro lado, estudios realizados usando como inóculo el agua residual de la extracción de aceite de palma incubado a 55° C obtuvo un valor significativamente menor de 0.17 g DQO-CH₄/g SSV. d (Wanitanukul *et. al*, 2013) mientras que un estudio llevado a cabo con un inóculo proveniente de una laguna de oxidación de una extractora de aceite de palma presentó una actividad de 0.086 g DQO-CH₄/ g SSV. d (Nabarlatz *et. al*, 2013). Se observa que tanto el lodo líquido de la Laguna No. 4 con mayor valor de AME y el lodo líquido de la Laguna No. 3 poseen valores significativamente altos que los reportados en la literatura, presuntamente por la presencia de mayor biomasa en los inóculos. El lodo líquido de la Laguna No. 5 presenta 0.47 g DQO-CH₄/g SSV. d, el cual se encuentra en los rangos típicos para biodigestores mencionados anteriormente. Los lodos sólidos de las lagunas No. 4 y 5 registraron los menores valores de AME, debido a su baja concentración de SSV. En base a estos análisis se estableció que los lodos líquidos de la Laguna No. 4 tienen el mayor potencial de generación de metano durante la degradación biológica.

6.3 Bioreactores

Una vez obtenidos los resultados de la actividad metanogénica de las lagunas anaerobias con acetato, se colocaron bioreactores que utilicen como sustrato al agua residual de la Laguna No. 3 y como inóculo los lodos líquidos de la Laguna No. 4. Esto se realizó con el objetivo de simular la degradación anaerobia que es llevada a cabo en la Laguna No. 4 de la extractora.

Posteriormente, se identificó la tasa de generación de metano considerando la pendiente de generación con respecto al tiempo (moles CH_4/d) durante los primeros 15 días de operación para los tres reactores. Los valores se resumen en la Tabla 14. Con la comparación de estos valores se consideró que la actividad microbiana es igual entre los reactores 2 y 3, mientras que el primer reactor posee una pendiente mayor. Al obtener los reactores con actividades similares se da paso al cambio de operación de los bioreactores, que consiste en la no alimentación y no agitación de dos de ellos. Así, el primer reactor se considera como reactor *batch* por la suspensión de la alimentación (R1), el segundo reactor mantiene su condición de mezcla completa y alimentación constante (R2) y el tercero posee alimentación pero no agitación, simula la operación de la laguna No. 4 (R3). A continuación se ilustra la generación de metano acumulada de cada reactor durante 45 días de operación.

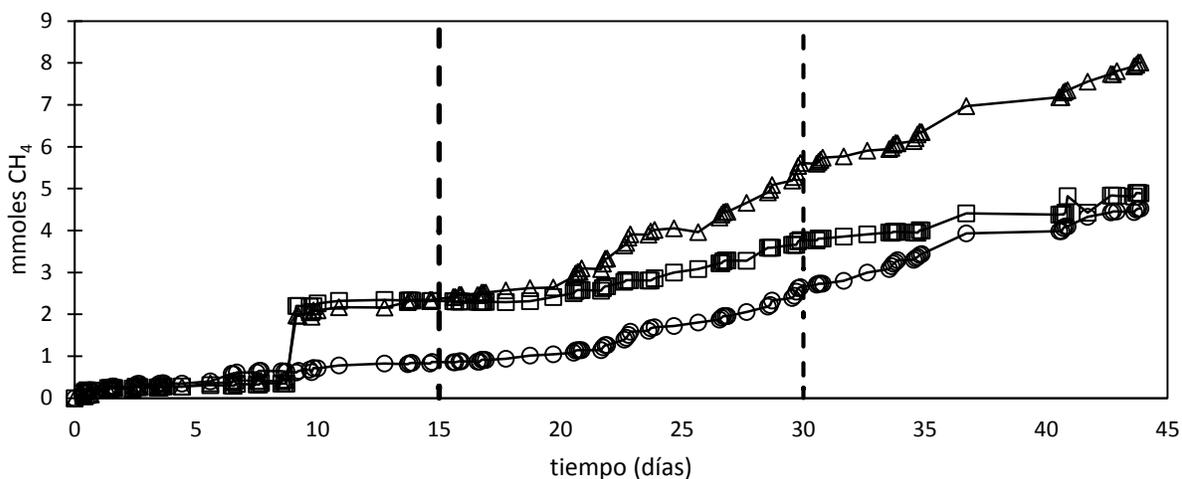


Figura 20 Producción de metano acumulada (mol/d) de los reactores para los 45 días de operación. Leyenda: (Δ) R1-Reactor *batch* con agitación. (\square) R3-Reactor de simulación laguna 4. (\circ) R2- Reactor de mezcla completa. A partir de los 15 días se realizó el cambio de operación de los reactores. A los 30 días después de sucedido el cambio de operación, se identifica que las tasas de generación de metano para cada reactor son variables.

Tabla 14 Pendiente de producción de metano con respecto al tiempo durante los primeros 15 días de operación y pendiente de generación de metano con respecto al tiempo durante 30 días de cambio de operación

Bioreactor	Pendiente mol CH ₄ /d (15 días)	Pendiente mol CH ₄ /d (30 días)
Reactor 1	$7.0 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-4}$
Reactor 2	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$
Reactor3	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-4}$

Una vez realizado el cambio de operación de los reactores se realizó monitoreos continuos cada 7 días de R2 y R3. Los resultados son presentados a continuación en la Tabla 14. En la Tabla 15 se describe las características del agua residual usada para el montaje de los reactores: lodos líquidos Laguna No. 4 como inóculo y agua residual Laguna No. 3 como alimentación diaria.

Tabla 15 Valores de pH, DQO total y soluble (mg/L), sólidos totales, volátiles (mg/L) y nitratos (mg/L) para los monitoreos realizados a los bioreactores durante su operación

R2	27-oct		04-nov		12-nov		19-nov		04-dic	
	Mañana	Tarde								
pH	8.40	8.40	7.71	8.44	8.19	8.18	7.81	7.72	7.6	7.5
DQO total (mg/L)	1942	1291	2560	1411	2950	2879	2961	3858	3886	3850
DQO soluble (mg/L)	502	776	433	519	114	368	565	1001	750	822
ST (mg/L)	4725	6900	6485	4360	4950	5870	5560	1610	9990	9820
SV (mg/L)	1485	2710	3410	1995	1545	2355	9040	4575	6415	6140
Nitrato (mg/L)	32	34	26	38	55	51	52	71	24	19
R3										
pH	8.40	8.20	7.71	7.57	8.24	8.19	7.68	7.66	7.6	7.8
DQO total (mg/L)	4309	2937	1599	1256	915	947	1037	1270	2665	2636
DQO soluble (mg/L)	1514	930	639	982	420	278	629	653	905	617
ST (mg/L)	4935	6220	6995	4930	4650	4600	4440	5775	4940	5500
SV (mg/L)	1400	2575	3235	1807	1330	1430	1135	2200	2365	2905
Nitrato (mg/L)	32	34	34	42	58	47	60	81	21	23

Tabla 16 Caracterización agua residual usada como inóculo (Laguna No. 4) y agua de alimentación a reactores (Laguna No. 3)

	Inóculo	Alimentación
pH	8.26	7.38
DQO total (mg/L)	2046	5141
DQO soluble (mg/L)	682	2806
ST (mg/L)	2410	6980
SV (mg/L)	600	2630
Nitrato (mg/L)	69	85

De acuerdo a la Figura 20 se observa la generación de metano de los reactores antes y después del cambio de operación. Los primeros 15 días, R1 muestra una pendiente de producción mayor en relación a los dos reactores restantes como lo indica la Tabla 14, R2 y R3 mantienen pendientes iguales. A partir de la discontinuación de la alimentación se observa que la pendiente de producción de R1 presenta un valor de 2.0×10^{-4} moles CH_4/d , el cual comparado con R2 y R3 con valores de 1.5×10^{-4} mol CH_4/d . y 1.0×10^{-4} mol CH_4/d , respectivamente es mayor. Con estos valores se puede observar que existe más producción de metano en condiciones de no alimentación constante, sin embargo se esperaba que a menor alimentación disminuyera la cantidad de metano generado en relación a los otros reactores. De acuerdo a la literatura, éste hecho se relaciona con la inhibición cuando el sustrato es suministrado en exceso a los microorganismos (Andrade, 2010) como sucede en los reactores alimentados constantemente. Además, se conoce que la acumulación de ácidos grasos volátiles como ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico ocasiona la inhibición del crecimiento de varias especies microbianas (López, 2011).

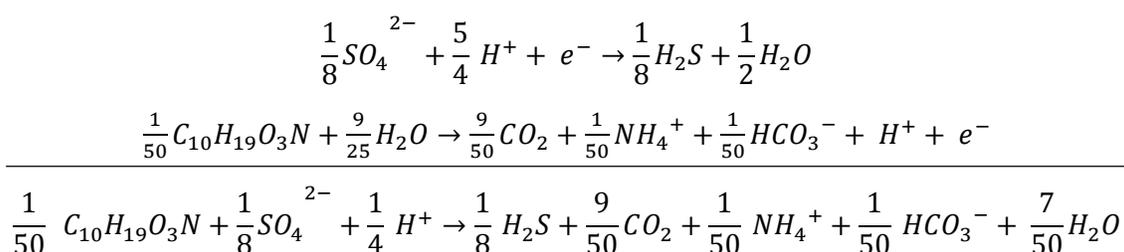
Para conocer el efecto de la agitación de los reactores en la generación de metano es necesario analizar los resultados de R2 y R3. Ambos permanecen con alimentación, R2 posee agitación y para R3 se ha suspendido esta condición. Se esperaría que la cantidad de metano generada sea mayor en R2, puesto que la literatura menciona que la falta de agitación durante la digestión anaerobia reduce la cantidad de metano producido y provoca un aumento del tiempo de residencia (Castelo, Peñafiel, & Ochoa, 2014). Las pendientes de generación de metano producido (Tabla 14) durante el cambio de operación muestran que R2 es 1.5 veces mayor que R3. La diferencia pequeña entre ambos reactores se encuentra relacionado con la inhibición por sustrato que sufren ambos por la alimentación de carga orgánica constante mencionado anteriormente.

Es necesario señalar también que la fase de sedimentación dentro de los reactores es importante para la formación de la biomasa en gránulos, lo que permite una estabilidad en el sistema y el aumento en la eficiencia de la remoción de DQO, por lo que es recomendable la agitación intermitente de 1 min/h (Zaiat, Rodrigues, & Ratznei, 2001), Los reactores R1 y R2 contaron con agitación permanente para evitar la formación de espumas en la superficie y evitar que el gas generado quede atrapado en la misma, lo que impidió también la formación de gránulos de biomasa o causó la ruptura de los mismos, razón por la cual se redujo la eficiencia del sistema.

De acuerdo a los datos obtenidos previamente de la caracterización del agua residual de las lagunas se conoce que en ésta existe gran cantidad de sulfatos, haciendo posible también la competencia microbiana entre las *arqueas* metanogénicas y las bacterias sulfato reductoras (BSR). Las BSR constituyen un conjunto heterogéneo de microorganismos anaeróbicos estrictos que utilizan compuestos inorgánicos azufrados como aceptores de electrones durante la respiración anaerobia y como donadores de electrones ácidos orgánicos, ácidos grasos, alcoholes y H₂ (Andrade, 2010). La competencia puede provocar una disminución de la producción de metano. Se conoce que la metanogénesis puede verse reducida en un 50% o más a concentraciones de H₂S entre 50- 250 mg/L (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

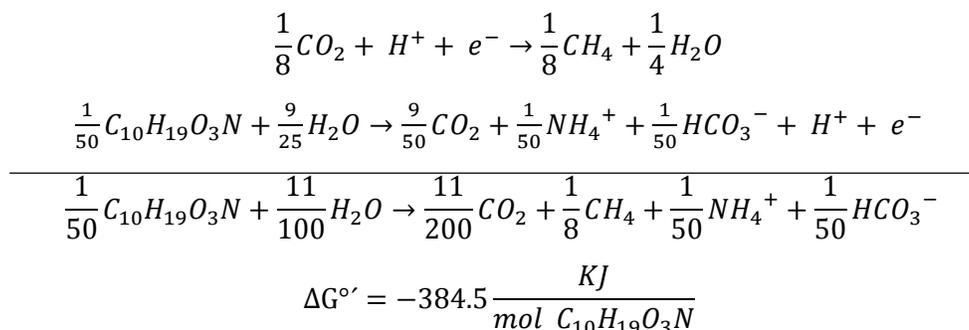
A continuación se presenta la relación estequiométrica teórica para la sulfato-reducción y metanogénesis utilizando como donador de electrones agua residual doméstica:

Sulfato-reducción:



$$\Delta G^{\circ} = -526.5 \frac{KJ}{mol C_{10}H_{19}O_3N}$$

Metanogénesis:



De acuerdo a las ecuaciones y la energía libre de Gibbs (ΔG°) se considera que la reacción de sulfato-reducción tiene una mayor posibilidad de ocurrir en relación a la metanogénesis, además las BSR tienen mayor resistencia a cambios de pH y temperatura que los microorganismos metanogénicos (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

La Tabla 17 presenta la generación de metano de los bioreactores en mL CH₄/g SV y el porcentaje de remoción de DQO soluble de cada uno de acuerdo a su operación.

Tabla 17 Generación de metano de los bioreactores a los 30 días de realizado el cambio de operación y porcentaje de remoción de DQO soluble

Reactor	mL CH ₄ / g SV	DQOs (mg/L)	Remoción DQOs
Simulación			
Lag. 4	3.25	905	67%
RMC	4.70	750	73%
Batch	7.02	1686	40%

*La tasa de generación de metano fue evaluada con los SV (g/L) del agua de alimentación del mismo.

En relación a la Tabla 17 es posible identificar que la mayor producción de metano lo presenta el reactor con condiciones *batch* (7.02 mL/g SV), seguido por el RMC con (4.70 mL/g SV) y finalmente el reactor que simula la Laguna No. 4 (3.25 mL/g SV). La condición de no alimentación en el reactor *batch* y su mayor generación de metano permite identificar que dentro del sistema de

tratamiento sucede principalmente la remoción de la materia orgánica y la producción de biogás corresponde únicamente a la fracción de *arqueas* metanogénicas que degradan la materia orgánica, considerando que la degradación sucede también por BSR. La agitación constante del reactor *batch* debe tener una intensidad suficiente para proveer condiciones uniformes dentro del reactor como pH, temperatura y concentración de sustrato (Sung & Dague , 1955). Ambas condiciones permiten que el reactor *batch* presente una mayor cantidad de metano generada por gramo de VS, sin embargo a su vez posee un menor porcentaje de remoción del DQO soluble con un valor de 40%, seguido por el reactor que simula la Laguna No. 4 con 67% y el RMC con el 73%. Las condiciones de mezcla completa favorecen la remoción de DQO soluble, sin embargo en cuanto a la generación de metano no presenta un gran beneficio debido a la inhibición de sustrato. R3 permite identificar que la remoción de DQO soluble en la Laguna No. 4 de la PTAR puede alcanzar un 67% de remoción, puesto que la sedimentación de partículas disminuye significativamente la carga orgánica presente en el sobrenadante. Es evidente que la agitación es un parámetro importante dentro de la degradación anaerobia en biodigestores, sin embargo de acuerdo a la literatura, se determina que la agitación continua no es necesaria y que la intermitencia de la misma permite una mejor sedimentación de los lodos activados dentro del reactor. Además permite el rendimiento superior en cuanto al crecimiento microbiano y separación de sólidos (Sung & Dague , 1955).

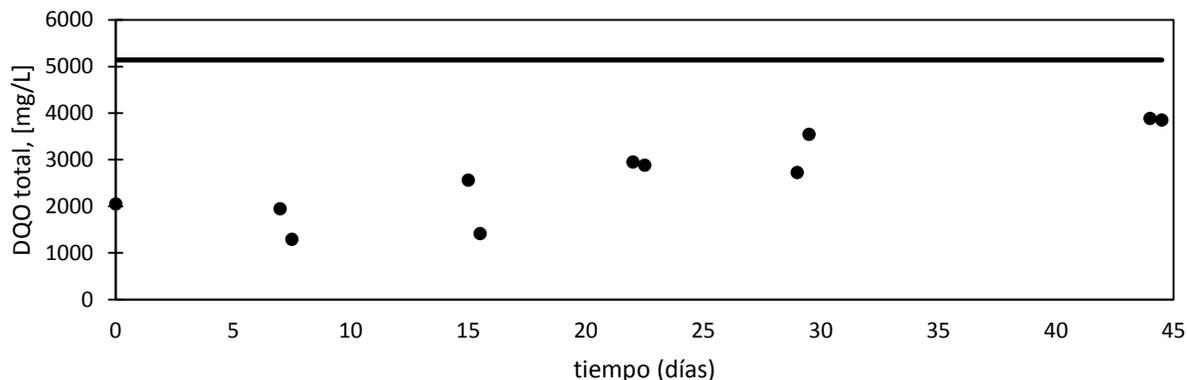


Figura 21 DQO total del reactor con operación de mezcla completa. (•) DQO total del reactor durante el tiempo de operación del mismo. (—) DQO total del agua de alimentación de la Laguna No. 3 colocada al reactor (5 141 mg/L).

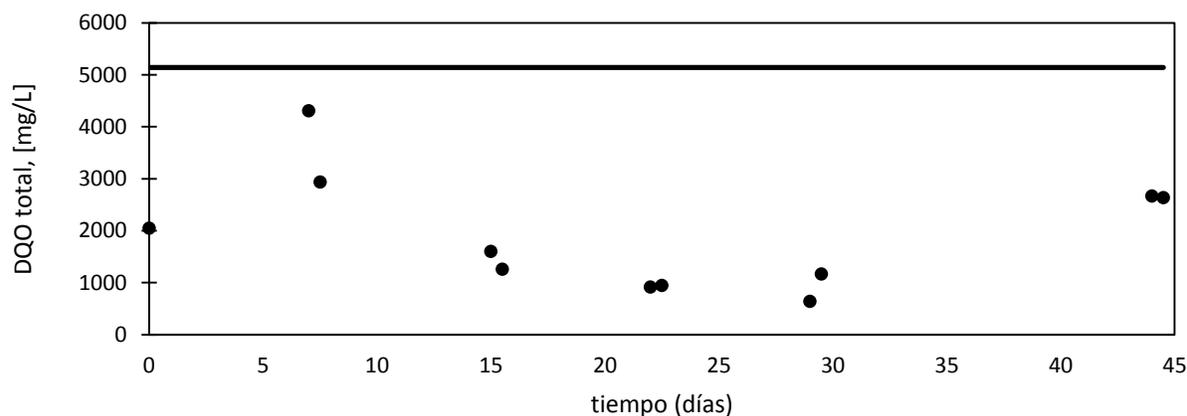


Figura 22 DQO total del reactor simulación de Laguna No. 4. (•) DQO total del reactor durante el tiempo de operación del mismo. (—) DQO total del agua de alimentación de la Laguna No.3 colocada al reactor (5 141 mg/L).

De acuerdo a la Figura 21 se observa que el DQO total del reactor 2 inicia en 2 000 mg/L, y éste mantiene valores cercanos a 3 000 mg/L hasta los 25 días de operación. A partir del día 30 sobrepasa este valor hasta alcanzar 3 849 mg/L. Mientras que la Figura 22 presenta el comportamiento del DQO total de R3. Inicia con 2 000 mg/L, aumenta a los 7 días de operación y

posteriormente demuestra una reducción significativa hasta alcanzar los 1 167 mg/L a los 30 días de operación. Para los 45 días el DQO total aumento a 2 635 mg/L.

En cuanto a la evolución del DQO soluble presentado en la Figura 23 de ambos reactores, se observa que existe una remoción eficiente del mismo, puesto que se alimenta con 2 806 mg/L, terminando los 45 días de operación con alrededor de 600 mg/L. En relación al DQO total, se observa que éste se acumula, principalmente en R2 debido a la alimentación constante y a la existencia de partículas orgánicas que no se biodegradan y tienden a aumentar. En R3 la disminución del DQO total sucede a partir del día 15 de operación, a partir del día 16 se suspende la agitación, lo que provoca la sedimentación de partículas orgánicas e inorgánicas, permitiendo a los microorganismos estar en contacto con la materia orgánica soluble.

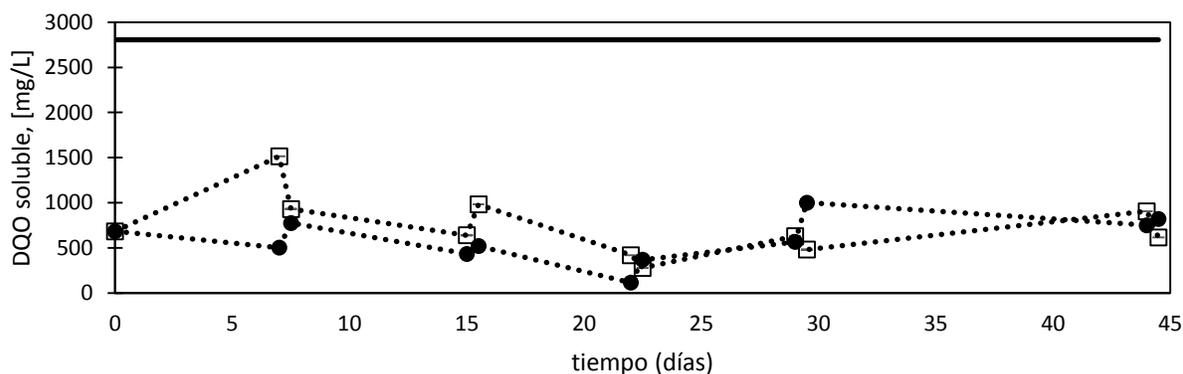


Figura 23 DQO soluble (mg/L) de los reactores para el tiempo de operación de 45 días. Leyenda: (□) Reactor de simulación Laguna No. 4. (●) Reactor de mezcla completa sin recirculación. (—) DQO soluble del agua de alimentación de la Laguna No.3 colocada al reactor (2 806 mg/L).

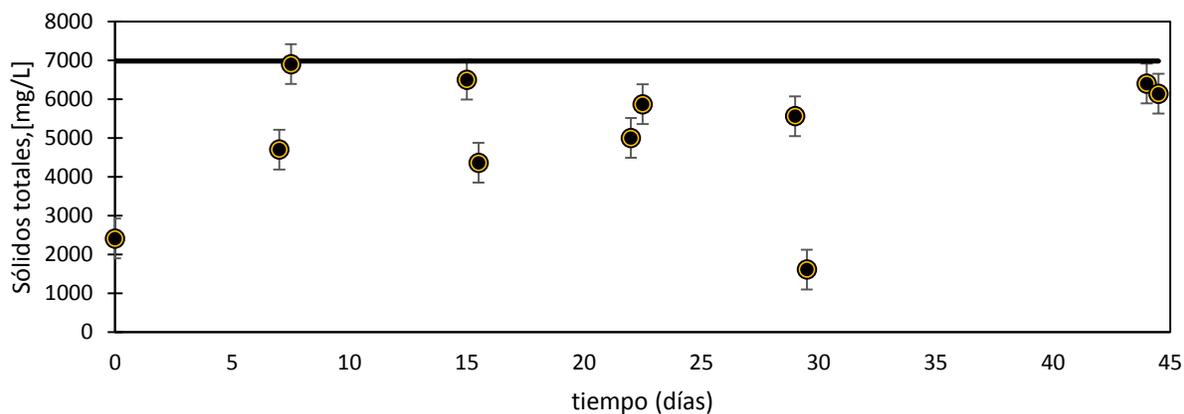


Figura 24 Sólidos totales (mg/L) durante la operación del reactor (R_2) con operación de mezcla continua (•) Sólidos totales del reactor con operación mezcla continua. (—) Sólidos totales presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (6 980 mg/L).

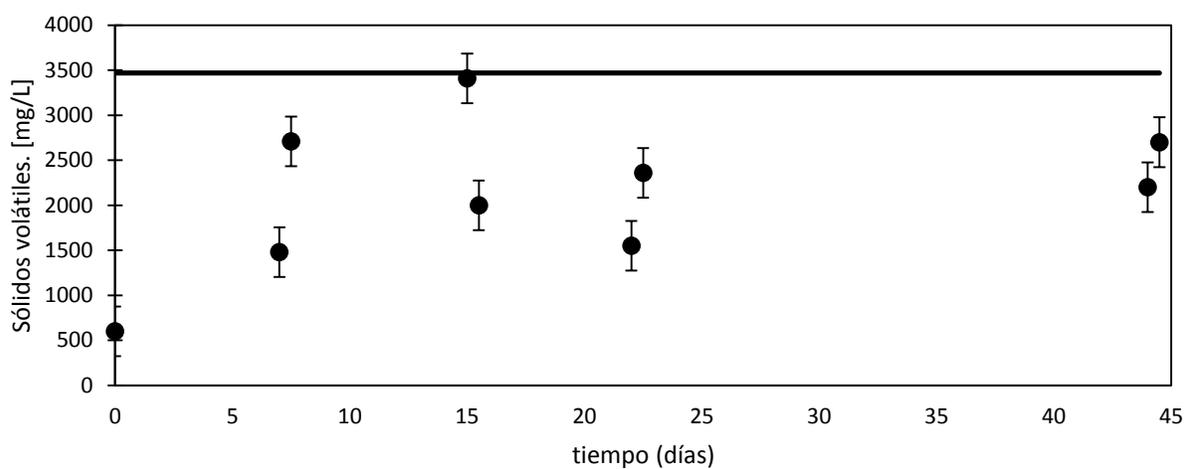


Figura 25 Sólidos volátiles (mg/L) durante la operación del reactor (R_2) con operación de mezcla continua (•) Sólidos volátiles del reactor con operación mezcla continua. (—) Sólidos volátiles en el agua de la Laguna No. 3 colocados al reactor (3 470 mg/L).

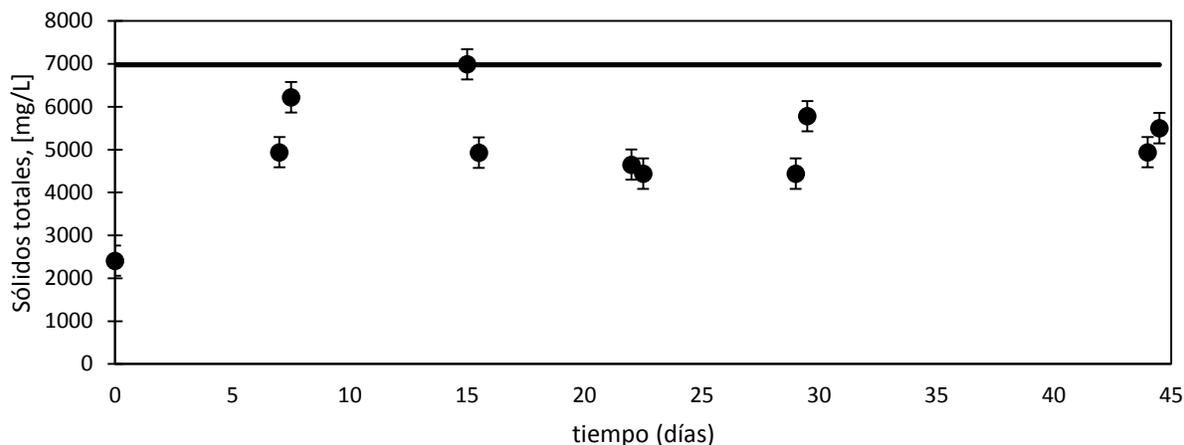


Figura 26 Sólidos totales (mg/L) durante la operación del reactor (R_3) simulación de Laguna No. 4. (•) Sólidos totales del reactor sin agitación (—) Sólidos totales presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (6 980 mg/L).

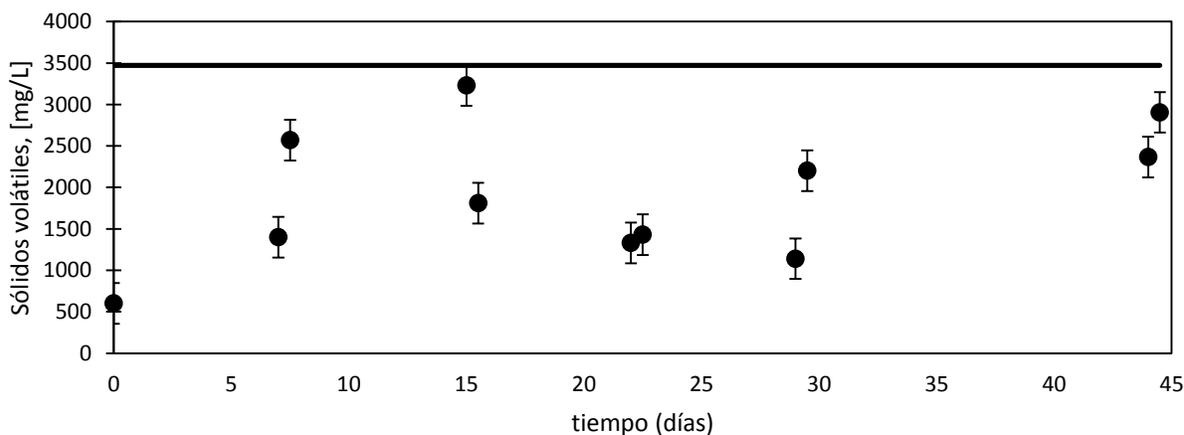


Figura 27 Sólidos volátiles (mg/L) durante la operación del reactor (R_3) simulación Laguna No. 4. (•) Sólidos volátiles del reactor sin agitación (—) Sólidos volátiles presentes en la Laguna No. 3 colocados al reactor (3 470 mg/L).

El comportamiento de los sólidos totales y volátiles se observa que tiende a acumularse durante el período de operación de los bioreactores. Los ST corresponden a los sólidos presentes en un inóculo, tanto orgánicos como inorgánicos. El aumento de su concentración puede relacionarse con la presencia de partículas no biodegradables, así como también de una alta concentración de

cenizas. En cuanto a los sólidos volátiles, éstos representan una medida indirecta de la materia orgánica presente en el agua (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003), y durante la degradación anaerobia existe producción de lodos, lo cual se ve reflejado en el aumento de SV en los reactores.

6.4 Mediciones *in situ*

A partir de las mediciones con el equipo *West Systems Portable Flux Manager* fue posible conocer la concentración de metano y de ácido sulfhídrico en las lagunas anaerobias No. 2, 3, 4 y 5 de la extractora. Las figuras a continuación presentan los resultados obtenidos.

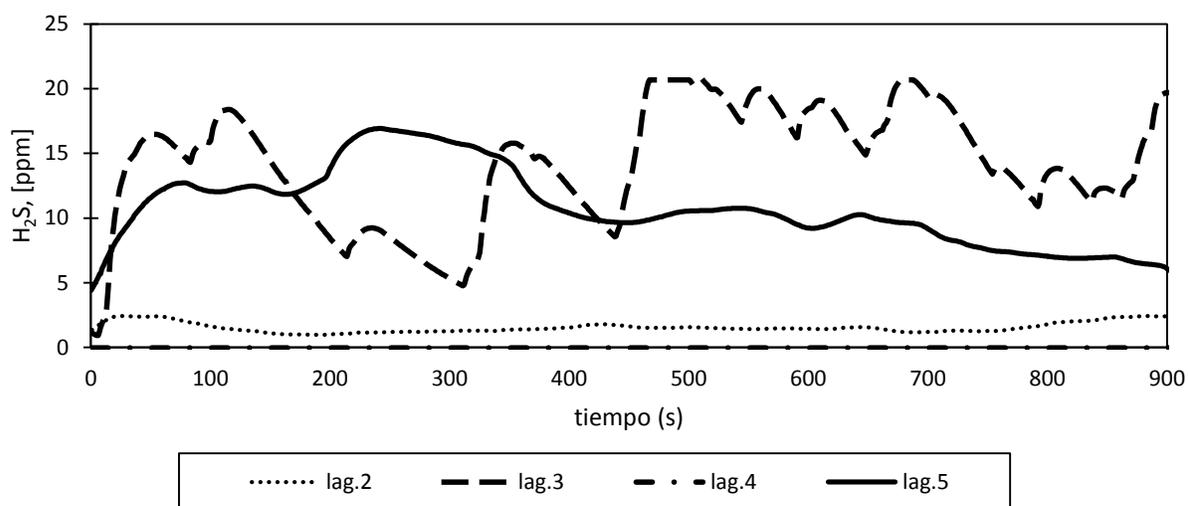


Figura 28 Concentración *in situ* de ácido sulfhídrico (H_2S) en las lagunas anaerobias No. 2,3, 4 y 5 del sistema de tratamiento de aguas residuales.

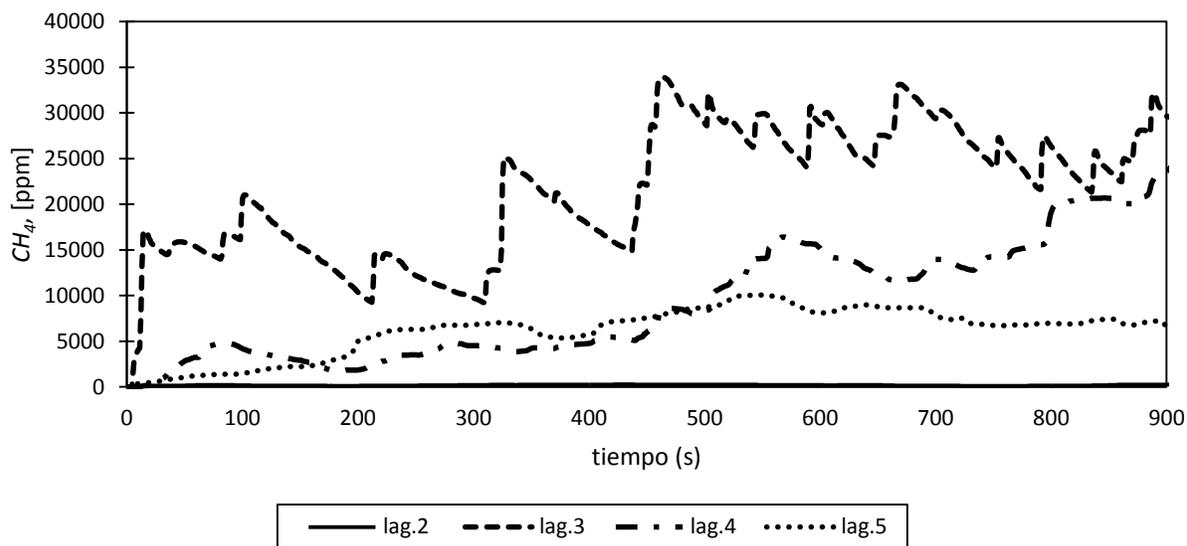


Figura 29 Concentración *in situ* de metano (CH_4) en las lagunas anaerobias No. 2, 3, 4 y 5 del sistema de tratamiento de aguas residuales.

Las mediciones *in situ* permiten identificar el comportamiento de la generación de biogás en las lagunas anaerobias dentro de la campana de acumulación. De acuerdo a la Figura 28 se identifica que la mayor concentración de ácido sulfhídrico sucede en las mediciones de la Laguna No. 3 y alcanza los 20 ppm, y un valor promedio en el tiempo de medición de 14 ppm. Esto permite identificar que debido al porcentaje de H_2S en el biogás pueda ser usado en turbinas de gas, celdas de combustibles, motores de combustión interna, puesto que el límite de concentración de H_2S para estas actividades debe ser menor a los 100 ppm (Varnero, 2011).

La concentración de metano en la campana de acumulación es significativa tanto en las mediciones de la laguna No. 3 como en la No. 4, puesto que son valores que se encuentran variables entre 10 000 y 35 000 ppm de CH_4 , sin embargo se observa que la generación es homogénea a lo largo de la laguna No. 3 mientras que en la laguna No. 4 se da únicamente a la entrada del efluente. Para conocer la generación de metano en el área total de las lagunas se realizan cálculos que consideran

el área de la campana, el flujo de la bomba de extracción y la concentración promedio de metano, las ecuaciones usadas son presentadas a continuación:

$$Flux^1 CH_4 \left[\frac{L}{m^2 \cdot d} \right] = Flujo\ bomba * \frac{[CH_4]_{promedio}}{A_{campana}} \quad Ecuación\ 3$$

$$Generac.\ CH_4 \left[\frac{m^3}{d} \right] = Flujo\ CH_4 * A_{laguna} \quad Ecuación\ 4$$

$$Potencia\ térmica\ [kW] = Poder\ calorífico\ CH_4 * \rho_{CH_4} * Generac.\ CH_4 \quad Ecuación\ 5$$

El poder calorífico de metano utilizado fue de 890 kJ/gmol y la densidad CH₄ de 4 x 10⁻² mol/L.

Utilizando las ecuaciones descritas, se obtiene los resultados presentados en la Tabla 18.

Tabla 18 Generación de metano (m³/d) en las lagunas anaerobias con mediciones in situ

	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4	Laguna 5	Laguna 6
Área (m ²)	1275	987	4012	959	849
Concentración promedio CH ₄ (ppm)	190	21440	10157	6164	115
Flux CH ₄ (L/m ² d)	0.54	60.50	28.66	17.39	0.32
Generación CH ₄ (m ³ /d)	0.7	59.7	115.0	16.7	0.3
Generación total CH ₄ (m ³ /d)	192.3				
kW térmicos	79.7				

*Las mediciones fueron realizadas en condiciones de presión 1 atm y temperatura promedio de 43°C

De acuerdo a los resultados, se identifica que el mayor flujo de metano lo presenta la Laguna No. 3 con un valor de 60.50 L/m²d, seguido por la Laguna No. 4 con 28.66 L/m²d y la Laguna No. 5 presenta un valor de 17.39 L/m²d. Las lagunas No. 2 y No. 6 no tienen un flujo de metano

¹ Flux CH₄= Se define como la cantidad de metano por unidad de área de la campana por unidad de tiempo. Se expresa en L CH₄/m².d (O'Hayre, 2015)

significativo por sus condiciones de operación, la No. 2 debido a su bajo pH se encuentra en la fase acidogénica de la digestión anaerobia, y la Laguna No. 6 no es estrictamente anaerobia, tiene condiciones facultativas. Sin embargo, considerando la generación de metano, únicamente las Lagunas No. 3 y No. 4 poseen valores significativos, con $59.7 \text{ m}^3/\text{d}$ y $115 \text{ m}^3/\text{d}$ respectivamente. Esto ocurre debido al gran volumen de operación que posee la Laguna No. 4, siendo la que mayor aporta a la generación total de metano de éstas lagunas del sistema de tratamiento, con un valor de $192.3 \text{ m}^3/\text{d}$, con lo que se generaría una cantidad de 79.7 kW térmicos. Cálculos similares se realizaron para conocer la producción de metano en los reactores de laboratorio, encontrando un valor de $108 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{d}$ de generación lo que conlleva a una potencia térmica de 45 KW .

Se analizó también la producción de metano teórica generada por el sistema de tratamiento considerando una DQO inicial de $75 \text{ kg}/\text{m}^3$, una remoción del 90% de la carga orgánica y el valor de $3.5 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{kg DQO}$ (Campos *et al.*, 2012) para la producción de biogás a partir de un sistema anaerobio, obteniendo el valor potencial energético teórico de 8859 kW . Además, de acuerdo a la literatura se conoce que por cada m^3 de agua residual tratada se genera entre $27 - 30 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$. Considerando la generación diaria de 900 m^3 de agua residual de la extractora, se obtiene una generación de metano teórica de $24\,300 \text{ m}^3/\text{d}$, lo que resulta en un potencial energético de $10\,073 \text{ kW}$ generados. Sin embargo en el sistema de tratamiento de aguas residuales no suceden las condiciones ideales de trabajo puesto que hay una gran generación de lodos Anexo 4 por lo cual su producción de metano se encuentra baja ($192 \text{ m}^3/\text{d}$) en comparación con los valores teóricos presentados. Si no se realiza un mejoramiento al sistema de tratamiento y únicamente se cubren las lagunas para la captación de metano, el potencial térmico sería solo de alrededor de 80 kW .

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados de la caracterización del agua residual tratada en las lagunas del sistema de tratamiento de efluentes muestra valores que se encuentran dentro de los límites estipulados por la legislación nacional para descargas a cuerpos de agua. Esto representa un funcionamiento eficiente del sistema de lagunaje de la PTAR para parámetros como pH, el cual tiene un valor final de 7.98, temperatura de 28.5 °C, demanda química de oxígeno con un valor menor a los 100 mg/L, sólidos totales con 900 mg/L, nitratos con concentración final de 26 mg/L y sulfatos con concentración de 500 mg/L como se indica en la Tabla 10..

Los ensayos de actividad metanogénica realizados confirman la presencia de microorganismos metanogénicos tanto en la Laguna No. 4 como en la Laguna No. 3, reflejado en los valores de AME presentados en la Tabla 13, siendo los lodos líquidos de la Laguna No. 4 los mejores a ser utilizados como inóculos en los bioreactores.

En cuanto a los bioreactores, sus resultados confirman lo importante que es la agitación para la obtención de mayor generación de metano y remoción de la materia orgánica presente. Por otro lado, la alimentación constante no es un factor que posea gran influencia en el aumento de la generación de metano. Las mediciones *in situ* confirman la generación de metano en las Lagunas No. 2, 3, 4, 5 y 6, siendo las más representativas la No. 3 y No. 4. Además indican el gran potencial de producción de metano dentro de las mismas, sin embargo se requiere de investigaciones que permitan optimizar el proceso para aumentar la remoción de la carga orgánica que es transformada a metano.

La información obtenida en este estudio representa el paso inicial para el mejoramiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria extractora de aceite de palma dentro del país, generando la posibilidad de la construcción de sistemas que permitan el

manejo adecuado de los efluentes altamente contaminados además de aprovechar el valor económico que poseen los productos de la digestión anaerobia, resultando beneficioso para la industria extractora debido a la generación de energía renovable, utilización de energía limpia y manejo adecuado de lodos

Por último, con respecto a los estudios realizados, es recomendable considerar que la planta extractora de aceite de palma no tiene una producción constante a lo largo del año, por lo que es necesario realizar la caracterización del agua residual de las lagunas para cada cambio de temporada productiva y considerar las condiciones en las que se encuentra al momento la planta, ya que esto provoca variaciones en la carga orgánica así como también el pH del POME, aspectos que influyen directamente en la actividad microbiana. Se observa que los lodos líquidos de la Laguna No. 3 presentan producción de metano, además las mediciones *in situ* presentan valores mayores para esta laguna, lo que hace importante el análisis del ensayo de AME de los mismos. En cuanto a los bioreactores se recomienda un monitoreo continuo de pH, temperatura, alcalinidad y agitación dentro del mismo puesto que son factores altamente importantes para los microorganismos metanogénicos. De acuerdo a la cantidad de sulfatos presentes en el agua residual, es necesario analizar la actividad sulfato-reductora de los inóculos.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Abdurahman, N., Rosli, Y., & Azhari, N. (2013). The performance Evaluation of Anaerobic Methods for Palm Oil Mill Effluent (POME) Treatment: A Review. En *International Perspectives on Water Quality Management and Pollutant Control* (págs. 87-106). INTECH.
- Ábia, L., Rejo, M., & Vieira, R. (2003). *La eliminación de sulfuros en el tratamiento de efluentes industriales peligrosos*. Madrid.
- ANCUPA. (2014). Ecuador País Palmicultor. *Palma Ecuador*(23).
- Ancupa. (2015). *Principios y Criterios de la Mesa Redonda sobre aceite de palma*. Obtenido de <http://www.ancupa.com/index.php/rspo-ambiente/principios-y-criterios>
- Andrade, V. (2010). *Evaluación del Potencial de Generación de Sulfuro por la Acción de Bacterias Sulfato Reductoras y sus Posibles Aplicaciones en el Tratamiento de los Drenajes Ácidos de Mina*. Quito: USFQ.
- Anzola Rojas, M. d., Oliveira, A., & Zaiat, M. (Abril de 2008). Actividad metanógena específica en un reactor anaerobio-aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica. *Revista de Ciencia e Tecnología Das América*, 33(4), 284-289.
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22 ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Asís, H., Dopazo, F., & Gianoglio, P. (2006). *Producción de energía a partir de biogás obtenido de residuos sólidos urbanos*. Córdoba: Grupo Gisener.
- ASME. (s.f.). *Guidelines for Water Quality in Modern Industrial Water Tube Boilers for Reliable Continuous Operation*. Obtenido de ALTRET: <http://www.altret.com/upload/article/boiler-water-treatment-guideline-20120705124824.pdf>
- B. van Lier, J., Mahmoud, N., & Zeeman, G. (2008). *Anaerobic Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing.
- Bermúdez, J. J. (1988). *La digestión anaerobia*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Bermudez, R. . (2000). Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de desilaría por tratamiento anaerobio. *Rev. Int Contam. Ambient.*, 16(3), 103-107.
- Cammarota, M., & Freire, D. (2006). A review of hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresource Technology*, 2195-2210.
- Campos, E., Elias, X., & Flotats, X. (2012). Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje. En X. Castells, *Tratamiento y valorización energética de residuos* (págs. 617-683). Madrid.
- Castelo, M. (2012). *Diseño, puesta en marcha y monitoreo de reactores anaerobios escala laboratorio para el tratamiento de residuos orgánicos provenientes del mercado central de Tumbaco*. Quito: USFQ.

- Castelo, P., Peñafiel, R., & Ochoa, V. (2014). Anaerobic digestion of fruit and vegetable waste in semi-continuous reactors from a municipal market in Timbaco, Ecuador. *Avance de Ciencias e Ingenieria Sección Química*, 6(2), C31-C39.
- Crites, R., Middlebrooks, J., & Reed, S. (2006). *Natural Wastewater Treatment Systems*. Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- Duarte, S. R. (2006). *Estudio de factibilidad técnico-económica y ambiental para el aprovechamiento del Biogas producido en el tratamiento de efluentes de las plantas extractoras de aceite de palma de la zona de Puerto Wilches*. 2006: Universidad Industrial de Santander.
- EPA. (2002). *Wastewater Technology Fact Sheet Anaerobic Lagoons*. Washington, D.C : Municipal Technology Branch .
- EPA. (2012). *Water: Monitoring & Assessment*. Obtenido de Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand: <http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms52.cfm>
- FAO. (2013). *Palm Oil Processing*. Recuperado el 13 de Noviembre de 2014, de Food and Agriculture Organization: <http://www.fao.org/DOCrEP/005/Y4355E/y4355e04.htm#TopOfPage>
- FAO. (2013). *Palm Oil Processing Environmental Considerations*. Obtenido de Food and Agriculture Organization: <http://www.fao.org/DOCrEP/005/Y4355E/y4355e07.htm>
- Fedepalma. (2015). *Certified Sustainable Palm Oil- RSPO*. Obtenido de <http://web.fedepalma.org/rspo>
- Frías, M., & Páez, F. (2012). *Toxicidad de los Compuesto del Nitrógeno en Camarones*. México.
- Global Water Watch . (2011). *Talleres de Monitoreo Físico-Químico*. Obtenido de Global Water Watch- International Center for Aquaculture and Aquatic Environments: <http://www.globalwaterwatch.org/MEX/MXesp/MXMetodosQuimicosSp.aspx>
- IDAE. (2007). *Biomasa: Digestores anaerobios*. Madrid: IDAE.
- Igwe, J., & Onyegbando, C. (2007). A review of Palm Oil Mill Effluent (Pome) Water Treatment. *Global Journal of Environmental Research*, 54-62.
- Ijeoma, K., & Achi, O. (2011). Industrial Effluent and their Impact on Water Quality of Receiving Rivers in Nigeria. *Journal of Applied Technology in Environmental Sanitation*, 1(1), 75-86.
- Instituto Nacional de Ecología. (2015). *Cambio Climático en México*. Obtenido de El Protocolo de Kioto y el mercado de bonos de carbono: <http://cambioclimatico.inecc.gob.mx/preguntasfrecuentes/protocolodekiotoymdosdebonos.html>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2012). Assessment of Methanogenic Activity and Kinetics of Anaerobic Granular Sludge. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21(8b), 2394-2398.
- Keisuke, H., Chalermraj, W., & Shinichiro, O. (2003). Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Elsevier*, 24, 297-302.

- Kheang, L., Dazhi, L., Sukiran, M., & May, C. (2011). A Biogas Trapping facility for Handling Palm Oil Mill Effluent (POME). (M. o. Commodities, Ed.) *Malaysian Palm Oil Mill Board*(491), 564-568.
- Kononova, O., Mikhaylova, N., Melnikov, A., & Kononov, Y. (2011). Ion exchange recovery of zinc from chloride and chloride-sulfate solutions. *Elsevier Desalination*, 150-155.
- Lenntech. (2014). *Water Treatment Solutions*. Obtenido de <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/mn.htm#Efectos%20ambientales%20del%20Manganeso>
- López, J. (2011). *Evaluación de la eficiencia de un reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos UASB para el tratamiento de aguas residuales-escala laboratorio*. Quito.
- Martí Ortega, N. (2006). Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process.
- Martí, J. (2008). *Biodigestores Familiares- Guía de Diseño y Manual de Instalación*. La Paz, Bolivia: Coropración Técnica Alemana- GTZ.
- Mejia, C., Mejia, C., & Ramirez, D. (2005). *Estudio de factibilidad técnico económico para la implementación de una planta productora de biogas a partir de desechos orgánicos*. El Salvador.
- Méndez, T., Rodríguez, L., & Palacios, S. (2000). *Impacto del Riego con Aguas Contaminadas, evaluado a traves de la presencia de metales pesados en suelos*. DF, México.
- Miller, R. M. (2011). *How a lagoon works for livestock Wastewater Treatment*. UtahState University.
- Ministerio del Ambiente. (s.f.). *Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente*.
- Moletta, R. (2005). *Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion* . Narbonne: Water Science and Technology .
- Monnet, F. (2003). *An Introduction to Anaerobic Digestion of Organic Wastes*. Scotland.
- Muñoz, A. (2010). La Palma Africana en el Ecuador . *Ancupa* .
- Nabarlatz, D., Arenas, L., Herrera, D., & Niño, D. (2013). Biogas production by anaerobic digestion of wastewater from palm oil mill industry. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 5(2), 73-84.
- O'Hayre, R. (2015). *Materials kinetics fundamentals: principles and application*. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Official Palm Oil Information Source. (2014). *MPOB*. Obtenido de <http://www.palmoilworld.org/environment.html>
- Otoniel Buenrostro, S. C. (2000). La digestión anaerobia como alternativa de tratamiento a los residuos sólidos orgánicos generados en los mercados municipales. *Rev.. Int. Contam. Ambient.*, 16(1), 19-26.
- Pardillos, R. (2010). *Tratamientos del agua de una caldera de vapor*. Zaragoza: Escuela Universitaria Ingeniería Técnica Industrial .

- Pavlostathis, S., & Giraldo, E. (1991). Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Science & Technology*, 24(8), 35-59.
- Pipeline. (1997). *Lagoon System Can Provide Low- Cost Wastewater Treatment*. Margantown: National Small flows clearinghouse.
- Rodríguez, J. (2009). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Cali: Universidad del Valle.
- Romo, M. (2001). *Análisis de agua-Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. México, D.F.
- Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R., & Zambrano, L. (2011). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. México D.F: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sardiñas, O., Chirolés, S., Fernández, M., Hernández, Y., & Pérez, A. (2006). *Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba)*. La Habana: Instituto Nacional de Higiene.
- Siebe, C. (1997). Acumulación y Disponibilidad de Metales Pesados en Suelos Regados con Aguas Residuales en el Distrito de Riego 03, Tula, Hidalgo, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 15-21.
- Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26(2), 347-359.
- Strenstrom, M., Silverman, G., & Bursztynsky, T. (1997). Oil and Grease in Urban Stormwaters. *Journal of Environmental Engineering*, 58-72.
- Sung, S., & Dague, R. (1955). Laboratory Studies on the Anaerobic Sequencing Batch Reactor. *Water Environment Federation*, 67, 294-301.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. (2001). *Wastewater Engineering* (4ta ed.). Mc Graw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. (2003). *Wastewater engineering Treatment and Reuse*. Hong Kong: McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Hong Kong: McGraw Hill.
- Tong, S., & Jaafar, B. (2005). *POME Biogas Capture, Upgrading and Utilisation*. Malasia.
- 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*, 5-14.
- Torres, P., & Pérez, A. (2011). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente*.
- Varnero, M. T. (2011). *Manual de Biogás*. Santiago de Chile: FAO.

- Wanitanukul, S., Rukruem, W., & Chaiprasen, P. (2013). Effect of Operating Condition on Performance of Anaerobic Hybrid Reactor at Thermophilic Temperature. *Journal of Energy Technologies and Policy*, 3(11), 211-219.
- WEST Systems Italy. (2007). *Portable diffuse flux meter Carbon dioxide, Methane & Hydrogen sulfide Handbook*. Pisa: West Systems Srl.
- Wong, Y., Teng, T., Ong, S., Norhashimah, M., Rafatullah, M., & Leong, J. (2013). Methane gas production from pal oil wastewater- An anaerobic methanogenic degradation process in continuous stirrer suspended closed anaerobic reactor. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*.
- WWF. (2004). *Palm oil: Productive and versatile*. Obtenido de http://wwf.panda.org/what_we_do/footprint/agriculture/palm_oil/about/
- WWF. (2013). *Palm Oil Buyers Scorecard*. Gland: WWF.
- 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. *Journal of Water Process Engineering*, 159-165.
- Zaiat, M., Rodrigues, J., & Ratznei, S. (2001). Anaerobic sequencing batch reactors for wastewater treatment: a developing technology. *Appl Microbial Biotechnol*, 29-35.

9. ANEXOS

9.1 Anexo 1 Bioensayos *batch* para la determinación de la actividad metanogénica específica para los inóculos evaluados



9.2 Anexo 2 Bioreactores montados en el LIA-USFQ



9.3 Anexo 3 Procedimiento para la obtención de la actividad máxima específica de metano en términos de g DQO-CH₄/g SSV. d

Para obtener la pendiente de generación de metano en términos de g DQO-CH₄/g SSV. d es necesario realizar el siguiente procedimiento:

Los g NaOH recolectados en el envase son transformados a volumen de NaOH considerando la densidad del mismo (1 210 g/L).

$$V_{NaOH} = \frac{m_{NaOH}}{\rho_{NaOH}}$$

Una vez obtenido V_{NaOH} se asume que éste volumen desplazado representa el volumen generado de metano dentro de la botella de NaOH.

$$V_{NaOH} = V_{CH_4}$$

Con el V_{CH_4} es posible calcular las moles de CH₄ con la Ley de los Gases Ideales:

$$n = \frac{P.V}{R.T}$$

donde:

P= presión de Cumbayá (0.72 atm)

V= volumen de CH₄

R= constante de gases ideales (0.082 atm.L./mol.K)

T= temperatura (303 K).

En un gráfico se presenta los moles de CH₄ generados por día, se obtiene la pendiente de la misma, y éste valor es dividido para la cantidad de g SSV del inóculo calculado previamente durante la caracterización.

9.4 **Anexo 4** Laguna No. 2 del sistema de tratamiento de aguas residuales de la extractora



9.5 Anexo 5 Equipo West System Portable Flux Manager en uso

