



S.E.P.

S.E.S.

Tec.N.M.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“PRODUCCIÓN DE BIOMETANO A PARTIR DE SEDIMENTOS
DRAGADOS EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA,
ESTADO DE MÉXICO”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

ING. AIZAILADEMA ALTAMIRANO AVILA

No. DE CONTROL 1628M0002

DIRECTORA DE TESIS

DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL

CO-DIRECTORA DE TESIS

DRA. MARÍA DEL CARMEN CARREÑO DE LEÓN

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, DICIEMBRE DE 2017

SEP

SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO
Instituto Tecnológico de Toluca

"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Metepéc, Méx., **13/diciembre/2017**

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-1953/2017

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

C. AIZAILADEMA ALTAMIRANO ÁVILA
CANDIDATA AL GRADO DE MAESTRA
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE.

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado "PRODUCCIÓN DE BIOMETANO A PARTIR DE SEDIMENTOS DRAGADOS EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA, ESTADO DE MÉXICO" la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE

Educación, Integridad y Ciencia

DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

JLGR/magj



Av. Tecnológico S/N, Fraccionamiento La Virgen, C.P. 52149,
Metepéc, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205. Subd. Académica 208 7207.
Subd. de Planeación 208 7206. Subd. Administrativa 208 7208. Conmut. 208 72 00
e-mail: info@ittoluca.edu.mx. www.ittoluca.edu.mx



"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Metepec, Méx., **04/diciembre/2017**

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-1802/2017

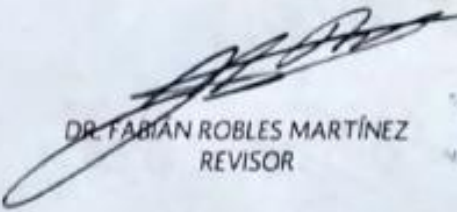
DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE.


Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "PRODUCCIÓN DE BIOMETANO A PARTIR DE SEDIMENTOS DRAGADOS EN EL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA, ESTADO DE MÉXICO", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta la C. AIZAILADEMA ALTAMIRANO ÁVILA, con número de control 1628M0002 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.


ATENTAMENTE



DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL
DIRECTORA DE TESIS


DRA. MARÍA DEL CARMEN CARREÑO DE LEÓN
CO-DIRECTORA DE TESIS


DR. FABIÁN ROBLES MARTÍNEZ
REVISOR


SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN


DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ
REVISOR


DR. NICOLÁS FLORES ÁLAMO
REVISOR

AGRADECIMIENTOS

AL CONACYT

Por la beca otorgada durante estos dos años de trabajo para que mi dedicación al proyecto fuera de tiempo completo.

A LA UAM AZCAPOTZALCO

Por apoyar la ejecución de este proyecto con el préstamo de sus equipos e instalaciones.

A LA DRA. HERNÁNDEZ

Por su guía y apoyo, por el espacio y los recursos para el desarrollo de este proyecto. Por su solidaridad para la continuación de mis metas.

A LA DRA. CARREÑO

Por su confianza y su carisma; por brindarme su apoyo y compartir su experiencia para la culminación de este trabajo.

AL DR. ÁLAMO

Por su disposición como guía y como amigo, por compartir siempre su conocimiento para disipar mis dudas.

AL DR. DE LA ROSA

Por ser un ejemplo de ser humano, profesional y personalmente. Gracias doctor por la pasión y el amor con que educa a sus alumnos, por enseñarme a vivir para servir.

AL DR. TERREROS

Por regalarme a un amigo en tierras extrañas, por ser mi guía y mi cómplice en esta aventura de la investigación. Por su humildad, porque para usted no existen títulos que valgan más que la calidad de un ser humano. Gracias doctor por ser un ejemplo de dedicación y entrega.

AL DR. GÓMEZ

Por su disposición y eficiencia con la que me atendió en mi condición de alumna del posgrado. Gracias doctor por su apoyo incondicional.

AL PERSONAL DEL LIIA

Enrique, Marta, Verónica y Mary, gracias por sus servicios, asesoría, pero sobre todo por su amistad. Enrique nunca olvidaré todo lo que hiciste por mí, me diste alegría, seguridad y confianza cuando más lo necesite, gracias por la nobleza que hay en tu corazón.

A MIS COMPAÑEROS DEL POSGRADO

A mis amigos y compañeros de la línea por compartir su experiencia, por la complicidad que nos unió en esta aventura. A mis amigos Diego, Jesús y Jorge, porque a pesar de desafiar mi tolerancia, nunca dejaron de procurarme. A mi amiga Isis por iluminar el laboratorio con su alegría. A mi amiga Xóchitl por su disposición y apoyo incondicional.

A MI MAMÁ

Por ser la mejor madre que pude tener, por ser exigente y cuidadosa de mi educación. Gracias mamá porque me haces sentir tu cariño a pesar de la distancia, por recordarme que tengo un hogar al que puedo regresar.

A MI PAPÁ

Por darme una infancia de bellos recuerdos que atesorar. Por ser un ejemplo de perseverancia, porque a pesar de tus limitaciones nunca te has dado por vencido. Gracias papi por tu apoyo incondicional.

A MIS HERMANOS

A Wendy por darme un ejemplo de superación, porque siempre has sido la mejor, como estudiante y como profesionista. Gracias hermana por cuidar de nosotros cuando estuvimos más indefensos y ahora por regalarme a una amiga. A César, por ser mi amigo y mi cómplice desde la infancia, por ser un ejemplo de nobleza. Gracias hermano por tu apoyo para materializar mi sueño, nunca lo olvidaré.

A LA FAMILIA GUADARRAMA

A Alejandra por llorar y reír conmigo, por ser mi amiga. A Claudia por tus cuidados, gracias amiga por tu gran corazón. A mis niñas Paulina y Nicole, que me hacen querer ser mejor para poder cuidarlas, gracias nenas porque no cambiaría ningún momento a su lado. Gracias a cada miembro por ayudar siempre al desvalido, pero sobre todo por hacerme parte de su familia.

RESUMEN

El crecimiento industrial ha acelerado la permanente contribución de aguas residuales de la población que habita el Valle de Toluca y la sobre explotación de recursos naturales de la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL) ha llevado a éste a condiciones críticas de contaminación. Aunado a lo anterior, el rezago de tecnologías alternativas para el abastecimiento de las necesidades energéticas ha motivado la búsqueda de soluciones integrales, como es el caso de este trabajo, cuyo objetivo fue evaluar la producción de biometano a partir de sedimentos dragados en la CARL.

Para cumplir con dicho propósito, se determinaron dos sitios para el muestreo inicial, y para el segundo cinco sitios adyacentes a descargas y estaciones de monitoreo a lo largo de la CARL. De estos sitios se llevó a cabo la caracterización de agua y sedimento, se realizaron las pruebas de Actividad Metanogénica Específica (AME) y Potencial Bioquímico Metanogénico (PBM) con biorreactores anaerobios en condiciones mesofílicas (35°C), obteniendo un valor de 0.30 gDQO/gSVT.d en la AME con acetato de sodio como fuente de carbono. En la prueba de PBM destacó el punto 4 con 40% de metano (CH₄) en la composición del biogás y una producción de 1.33 L CH₄/kg SVT.

En el experimento a escala semipiloto se utilizaron los lodos que tuvieron el PBM más alto. Se obtuvo el mayor porcentaje de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) y de sólidos volátiles totales (SVT) en el día 15, con una producción del 30% de CH₄. Se realizó la evaluación técnico-económica, concluyendo que, aunque existe producción de biometano usando lodos del CARL, no es suficiente para justificar un proyecto a gran escala en los escenarios propuestos, debido a que se derivan gastos de operación superiores a los beneficios, además de generar un impacto ambiental negativo por la emisión de dióxido de carbono (CO₂).

ÍNDICE

RESUMEN	i
INTRODUCCIÓN	1
1. FUNDAMENTOS	4
1.1. LODOS RESIDUALES	4
1.2. BIOGÁS, PRODUCCIÓN Y APROVECHAMIENTO	5
1.3. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LODOS.....	8
1.3.1. Digestión aerobia de lodos.....	8
1.3.2. Digestión anaerobia de lodos.....	10
1.4. FACTORES PARA LA BIODEGRADACIÓN ANAERÓBICA DE LODOS	
11	
1.4.1. Potencial de Hidrógeno.....	11
1.4.2. Temperatura.....	12
1.4.3. Sólidos Volátiles.....	13
1.4.4. Demanda Química de Oxígeno.....	14
1.4.5. Metales pesados.....	15
1.4.6. Lignina.....	16
1.4.7. Holocelulosa	17
1.6. ÍNDICES DE PRODUCCIÓN DE CH ₄	21
1.6.1. Actividad Metanogénica Específica.....	21
1.6.2. Potencial Bioquímico Metanogénico	22
1.7. PROGRAMAS DE FOMENTO A LA GENERACIÓN DE ENERGÍA CON	
23	
RECURSOS RENOVABLES	23
1.8. CASOS DE ESTUDIO	25
2. PARTE EXPERIMENTAL	29
2.1. DEFINICIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	30
2.2. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN	31
2.2.1. Primer muestreo	31
2.2.2. Segundo muestreo	32

2.3.	PRUEBAS A ESCALA LABORATORIO.	34
2.3.1.	Determinación de Actividad Metanogénica Específica	35
2.3.2.	Potencial Bioquímico Metanogénico.	37
2.4.	PRUEBAS A ESCALA SEMIPILOTO	40
2.5.	EVALUACIÓN TÉCNICA-ECONÓMICA.....	45
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
3.1.	DEFINICIÓN DE ÁREA DE ESTUDIO	46
3.2.	MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN	47
3.2.1.	Primer muestreo	47
3.2.2.	Segundo muestreo	49
3.3.	DETERMINACIÓN DE ACTIVIDAD METANOGENICA.....	54
3.4.	DETERMINACIÓN DE POTENCIAL BIOQUÍMICO METANOGENICO ..	55
3.5.	PRUEBAS A ESCALA SEMIPILOTO	62
3.6.	EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA.....	74
3.6.1.	Dimensionamiento para producción de biogás.....	74
3.6.2.	Escenarios de aprovechamiento.....	79
3.6.3.	Estimación de costos.....	82
	CONCLUSIONES	89
	REFERENCIAS	91
	ANEXOS	112
A.	TÉCNICAS ANÁLITICAS.....	112
A.1.	Determinación de sólidos volátiles totales	112
B.	SOLUCIONES.....	114
B1.	Solución RAMM	114
B2.	Solución de fosfatos	115
C.	CURVAS DE CALIBRACIÓN.....	117
C1.	DQO	117
C2.	CH4	117
C3.	CO2	118
C4.	Bomba peristáltica	118
D.	CÁLCULOS.....	119
D1.	Diseño del reactor de flujo ascendente.....	119

D2. Generación de biogás	120
D3. Costos promedio de energía en tarifa H-M del 2017	121
D4. Horas de operación de equipos	121

INTRODUCCIÓN

El Río Lerma tiene una longitud de 178.6 km dentro del territorio mexiquense. Esta porción del Lerma se ha dividido convencionalmente con diversos fines, como el definido por alturas sobre el nivel del mar y ordena regiones hidrográficas, cuencas tributarias y unidades hidrológicas superficiales que separan a la cuenca en tres cursos: Alto, Medio y Bajo. El Curso Alto inicia en la cota más elevada del Valle de Toluca, con 2,580 msnm y termina 9 km abajo de la Presa Antonio Álzate, ubicada en los municipios de Toluca y Temoaya (SEGEM, 2011).

Desde principio del siglo XIX, se han desarrollado diversas actividades económicas en la CARL, como son la agricultura, ganadería, acuicultura, minería, entre otras. El crecimiento industrial comenzó a partir de los años sesenta, actualmente las unidades manufactureras con mayor auge en la cuenca son la industria alimentaria, productos metálicos, productos a base de minerales no metálicos y fabricación de prendas de vestir (INEGI, 2014).

Las descargas y desechos de toda la producción industrial eran vertidos a los arroyos y ríos de sus respectivas regiones, y finalmente llegaban al Lerma (SEGEM, 2011). La suma de estas aportaciones ha llevado a colocar a este cuerpo de agua dentro de los sitios fuertemente contaminados, a nivel nacional se identifican 187 sitios en estas condiciones y de acuerdo a los resultados de las evaluaciones de calidad de agua, reportados por la red de monitoreo en 2014 (DBO₅, DQO y SST), 49 pertenecen a la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, lo que equivale al 26% del total del territorio nacional (CONAGUA, 2015).

Por otro lado, la necesidad de energía que reclama la sociedad se satisface en gran medida por energías no renovables como las plantas termoeléctricas, que además de su elevado costo, tienen un impacto negativo al medio ambiente (Andrés, 2012).

Considerando la situación actual se esperaría que el uso de los recursos renovables fuera representativo, sin embargo, apenas se registra el 7.6% de la producción de energía primaria a nivel nacional, en donde destaca la biomasa y el biogás con el 4.1 %, por encima de la energía eólica y solar (SENER, 2014).

No obstante, la producción de biocombustible representa una atractiva inversión, ya que se considera que México tiene un potencial de 3,000 MW para generación de energía eléctrica con biogás proveniente de la recuperación y aprovechamiento del CH₄ a partir de residuos animales, residuos sólidos urbanos (RSU) y tratamiento de aguas negras (SENER, 2010). En 2010 existían en México 721 biodigestores de los cuales 367 están en operación y 354 en construcción, de acuerdo con el Diagnóstico general de la situación actual de los sistemas de biodigestión en México. El 8% de las granjas porcícolas cuentan con biodigestores, de los cuales el 20% dispone de motogeneradores con 70% en funcionamiento, la potencia total instalada es de 5.7 MW. Otro claro ejemplo es el aprovechamiento de biogás obtenido a partir de rellenos sanitarios (RESA), una de las experiencias más importantes en México es Bioenergía de Nuevo León, la primera empresa a nivel nacional, cuyo sistema está compuesto de siete motogeneradores de 1 MW cada uno (Macera *et al.*, 2011).

Derivado de estos eventos surge el interés y la necesidad de desarrollar el presente trabajo, el cual tiene como objetivo determinar el potencial de metanización de fangos de dicho río, haciendo uso de un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) y proyectar su producción a nivel industrial como un energético alternativo.

Este estudio se encuentra conformado por la sección de fundamentos, en la cual se citan distintos tratamientos biológicos, tipos de reactores anaerobios, los factores que influyen para que la digestión anaerobia proceda de manera eficiente,

así como casos de estudio enfocados a mitigar la polución del CARL y otros más, orientados a la obtención de biometano.

La segunda sección está integrada por el diseño experimental, en la que se describe cada una de las actividades realizadas, desde el análisis del área de estudio hasta la ejecución del muestreo y pruebas metanogénicas, además de la evaluación técnico-económica. En la tercera sección se presentan los resultados de la caracterización de agua y sedimentos, mismamente el seguimiento a la operación de los biorreactores, costos y beneficios asociados del proyecto a gran escala; por último, se enuncian las conclusiones y se incluyen anexos.

1. FUNDAMENTOS

En este apartado se presentan algunos conceptos y tópicos, así como ejemplos de casos de estudio que se encuentran estrechamente relacionados y que justifican el camino por el que se desarrolló el presente trabajo.

1.1. LODOS RESIDUALES

Los lodos o biosólidos de las PTAR's, son los residuos más parecidos a los fangos o sedimentos de ríos y lagunas de los que se tiene conocimiento. Estos biosólidos son el subproducto más importante en el tratamiento de aguas residuales, tanto por su volumen, como por el tratamiento posterior que requieren. Estos se producen principalmente en las etapas de tratamiento primario y tratamiento secundario del agua residual. Para poder disponerlos, es necesario estabilizarlos y desaguarlos para reducir la atracción de vectores y su volumen (Limón, 2013).

En México no existe una cifra oficial reportada sobre la producción de lodos generados a nivel nacional, tan solo de las plantas que se encuentran operando, las cuales ascienden a las 2186, de donde el 25% de estas pertenecen a la Región Hidrológica Lerma-Santiago-Pacífico; correspondiente a los estados de México, Querétaro, Guanajuato, Michoacán, Jalisco, Zacatecas, Aguascalientes, Nayarit y Colima (CONAGUA, 2012).

Los procesos más utilizados para la estabilización de lodos son la digestión aerobia y el tratamiento con cal, en menor proporción son usados el composteo y muy rara vez, la digestión anaerobia (Moeller, 1997; Nolasco, 2010). La digestión anaerobia se usa típicamente en PTAR con capacidades menores a 220 l/s (WEF, 2010).

El composteo se usa generalmente en los lodos que serán utilizados como mejoradores o acondicionadores de suelos. La desventaja del composteo es que puede transmitir los microorganismos por la fermentación que ocurre al estar expuesta al medio ambiente. La adición de cal presenta la ventaja de una inversión menos costosa y es más fácil operar que los otros procesos. Sin embargo, este proceso tiene la gran desventaja de que los biosólidos producidos pueden regresar a su estado inestables si el pH cae después del tratamiento, lo que ocasiona el crecimiento de nuevos microorganismos (Limón, 2013).

1.2. BIOGÁS, PRODUCCIÓN Y APROVECHAMIENTO

El biogás en sentido general consiste principalmente de CH_4 y dióxido de carbono (CO_2), productos de la digestión anaerobia de un amplio abanico de recursos como la Fracción orgánica de los rellenos sanitarios (FORSU), lodos de depuradoras, efluentes industriales, residuos agrícolas y porcinos. El biogás es conocido como un biocombustible y su composición depende del tipo de materia biodegradable que sea utilizada, generalmente tiene proporciones del 50-75 % CH_4 , 22-45 % CO_2 (Reith *et al.*, 2003).

El biogás con una proporción aceptable de CH_4 (poder calorífico entre 4500–6200 kcal/m³) producido por fermentación anaeróbica de un material orgánico es diferente de otras fuentes de energía renovable como solar, eólica, térmica o hídrica; porque además de la energía producida, evita los impactos ambientales y sanitarios ocasionados por los residuos mal gestionados (Colomer *et al.*, 2009).

Los residuos orgánicos son tratados en biodigestores, donde tanto la cantidad, como la composición de este biogás, dependen de la temperatura a la que se lleve el proceso, del pH existente en el ambiente digestor, del tiempo de residencia en el biodigestor, de la cantidad de agua presente en el medio, de la cantidad de materia biodegradable, de la relación entre el carbono (C) y el nitrógeno (N_2)

existente en la mezcla, la cual varía según el tipo de materia biodegradable que se esté manejando, de la presencia de inhibidores de las reacciones de las bacterias, de las inoculaciones realizadas y del potencial redox. La descomposición de la materia es un proceso complejo realizado por medio de bacterias, el cual puede describirse en las siguientes cuatro etapas (Mendoza, 2012):

a) Hidrólisis. Esta etapa es también llamada de ajuste inicial, donde ocurre el proceso de transformación de moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas, realizado mediante la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos. Este proceso se realiza fundamentalmente por las bacterias denominadas hidrolíticas (Gerardi, 2003; Sánchez, 2011).

En esta primera fase, los compuestos como las proteínas, grasas y celulosa son convertidos en monómeros (fragmentos solubles en agua) por las hidrolasas de bacterias facultativas (facultades aeróbicas y anaeróbicas), esto es porque puede haber una pequeña cantidad de oxígeno (O_2) presente en esta etapa. Los microorganismos facultativos anaeróbicos toman el O_2 disuelto en el agua presente causando el bajo potencial redox, el cual es necesario para los microorganismos exclusivos anaeróbicos presentes en las etapas siguientes. Como productos se tienen CO_2 , H_2O , nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). Si existe una concentración alta de lignina (LIG) entre los polisacáridos o un pH inicial muy ácido, la hidrólisis puede ser el paso limitante para la producción de CH_4 (Barlaz *et al.*, 1997; Mendoza, 2012).

b) Acidogénesis. También se le conoce como etapa fermentativa, donde los productos fragmentados por las bacterias hidrolíticas ya solubles son transformados por bacterias fermentativas primarias en: amonio, CO_2 , hidrógeno (H_2), alcoholes (etanol, propanol y butanol), ácidos carboxílicos de cadena corta también conocidos como ácidos grasos volátiles (AGV) o AOV (ácido fórmico, butirato, acetato, propionato, n-e isobutirato, y n-e isovalérico). También es posible que se produzca: acetona, butanona, formaldehído,

acetaldehído, butiraldehído, entre otros ácidos. El acetato, H_2 y CO_2 puede ser utilizado directamente por los metanógenos, mientras que la mayor parte del carbono permanece en forma de AGV y alcoholes (Hernández, 2015).

c) Acetogénesis. Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato, CO_2 y H_2 . Esta oxidación llevada a cabo por un grupo denominado organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA, Obligate Hydrogen Producing Acetogens), mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consumen energía, el acopiamiento de la actividad de las bacterias OHPA con la de las bacterias consumidoras de H_2 (metanógenos hidrogenofílicos), mediante la 'transferencia interespecífica de hidrógeno', permiten un balance energético favorable. Esto significa que en ambientes donde la energía disponible para los microorganismos es baja, como ocurre en reactores anaerobios, las relaciones de cooperación entre los dos grupos microbianos permiten el máximo aprovechamiento de la energía. Así, si una célula requiere un mínimo de +70kJ para la síntesis de 1 mol de ATP, las relaciones de cooperación entre los microorganismos permitirán mantener sus actividades metabólicas con sólo 20kJ (Schink, 1997; Rada, 2016).

d) Metanogénesis. La producción de metano es la principal forma por medio de la cual las bacterias metanogénicas obtienen la energía necesaria para el crecimiento. Desde un punto de vista metabólico, la formación de CH_4 es un tipo de respiración anaerobia en el cual, el CO_2 actúa como aceptor de electrones y el H_2 es utilizado para reducirlo lo que se conoce como metanogénesis hidrogenofílica; en donde compuestos como el formato, el monóxido de carbono, y aún el hierro elemental pueden actuar como donadores de electrones en este proceso. Por otro lado, la metanogénesis acetoclástica sigue reacciones de la vía acetyl-CoA y están relacionadas con la producción de

CH₄ a partir de compuestos metílicos y del acetato (Vogels *et al.*, 1982; Díaz *et al.*, 2002).

1.3. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LODOS

En esta parte del tren de tratamiento se eliminan, en su variante biológica, los sólidos volátiles para reducir el volumen del lodo para su disposición, así como la estabilización de la biomasa para limitar los patógenos y proporcionar un producto menos oloroso reduciendo el potencial de atracción de vectores. Los procesos de estabilización pueden dividirse en químicos y biológicos. El biológico, consiste en la conversión de la fracción volátil a CH₄ o CO₂, según la vía aplicada, por medio de la acción de microorganismos, principalmente bacterias y puede llevarse a cabo por digestión anaerobia, digestión aerobia y por composteo (Metcalf y Eddy Inc., 2003).

Básicamente el proceso aerobio o digestión aerobia elimina el 80% de la materia orgánica en forma de biomasa microbiana (lodos) y el 20% restante en forma de anhídrido carbónico y agua. En cambio, la digestión anaerobia transforma la materia orgánica (MO) en una mezcla de un 5% de biomasa y un 95% de CH₄ y anhídrido carbónico (biogás), susceptible de aprovechamiento y valorización económica (Lissens *et al.*, 2001).

1.3.1. Digestión aerobia de lodos

Si bien la generación de CH₄ requiere de la digestión anaeróbica, es importante conocer la digestión aerobia, debido a que muchas de las descargas de aguas tratadas y lodos (clandestinos) que llegan al Río Lerma, proceden de tratamientos aerobios. Cuando se descargan aguas residuales con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO) alta a un cuerpo de agua, las bacterias y otros organismos disponen de una rica fuente de alimentos, lo que permite que se reproduzcan con

rapidez. Las cantidades cada vez mayores de bacterias, consumen el O_2 del agua. Si la DBO del efluente es demasiado elevada o el cuerpo receptor no es capaz de diluirla hasta alcanzar un nivel seguro, la cantidad de oxígeno disuelto (OD) disminuye de tal forma que los peces y otros organismos acuáticos mueren asfixiados (López, 2009).

El proceso de digestión aeróbica es generalmente utilizado para estabilizar el exceso de lodos provenientes de los lodos activados o los lodos combinados producidos en PTAR pequeñas que no tengan digestión anaeróbica para los lodos primarios. La digestión aeróbica involucra la oxidación directa de la materia orgánica biodegradable y la auto oxidación de la materia celular. El mecanismo mediante el cual se estabilizan los lodos depende del tipo de lodo que se esté tratando. La digestión aeróbica de lodos primarios se sucede en tres etapas; en la primera etapa, los sólidos suspendidos orgánicos son solubilizados para que puedan ser asimilados por los microorganismos en la segunda etapa del proceso. La tercera etapa consiste en auto oxidación de la materia celular sintetizada en la segunda etapa (Sosa, 2013; Varnero, 2011).

En las primeras fases del proceso de digestión aeróbica, cuando una población de microorganismos se pone en contacto con una fuente ilimitada de substrato, los organismos se reproducen con una tasa de crecimiento poblacional logarítmico que sólo está limitada por su propia habilidad de reproducirse. La tasa de consumo de O_2 aumenta rápidamente debido a la absorción y asimilación de MO para la síntesis de nueva masa protoplasmática. A medida que progresa la oxidación de la MO disponible la tasa de crecimiento bacteriano empieza a disminuir pues las fuentes de carbono orgánico disponibles se hacen limitantes, y, por consiguiente, también se presenta una disminución en la tasa de consumo de O_2 . Cuando la cantidad de materia orgánica disponible es apenas suficiente para garantizar la subsistencia de las distintas especies de microorganismos, éstos comienzan a auto oxidarse mediante su metabolismo endógeno (Varnero, 2011).

El proceso de tratamiento de las aguas residuales Industriales que utiliza la empresa Reciclagua Ambiental, S.A. de C.V., es un proceso aerobio. La tecnología utilizada en la PTAR Industriales, está basada en lodos activados y microorganismos aerobios que tienen gran capacidad de adaptación, está integrado de las siguientes etapas: proceso primario, proceso secundario y proceso terciario, así como la disposición de lodos (RECICLAGUA, 2015).

1.3.2. Digestión anaerobia de lodos

Existen diferentes procesos para poder tratar los lodos generados por las PTAR, entre ellos, la digestión anaerobia en fase mesófila (34-36°C), que es un proceso continuo donde habitualmente se calienta el fango con el calor precedente de la refrigeración de los motores accionado por el biogás generado, en la que debería cumplir con suficiencia con la estabilización de la MO (Amorena, 2001).

En la digestión anaeróbica con los periodos de retención hidráulica habituales de 20-25 días tiene lugar una disminución importante de alrededor del 40-50% de la materia volátil contenida en el fango. Además, el producto final es inerte y rico en ciertos nutrientes y puede emplearse en la agricultura como mejorador de suelo (Nopharatana *et al.*, 2003).

Una eficiente gestión de la digestión anaerobia, con conversión en biogás del 45% de la materia volátil, disminuye la cantidad de lodos deshidratados en más de un 30-40%, lo cual es importante en la valorización de un residuo (Amorena, 2001). El biogás es el producto de la descomposición de la MO. Su valor como energético radica en su alto porcentaje de CH₄, entre 50-70% (Castro *et al.*, 2009).

Esto le otorga un poder calorífico de 5000 kcal/m³, el cual es susceptible de ser utilizado para la cocción de alimentos, iluminación de viviendas, calefacción de hogares, así como la alimentación para motores de combustión interna, generadores, turbinas o calderas.

Existen diferentes tipos de configuración anaerobia, tales como digestión ácido-gas, digestión mesofílica y termofílica en una sola etapa y digestión termofílica-mesofílica en dos etapas (Metcalf y Eddy Inc., 2003)

1.4. FACTORES PARA LA BIODEGRADACIÓN ANAERÓBICA DE LODOS

Las bacterias inoculadas en el biorreactor deben tener comida adecuada para desarrollarse plenamente, tanto en colonias como en desarrollo celular. Los factores que influyen en la cantidad de producción de biogás son: calidad del desecho orgánico, temperatura (T), pH, tiempo de retención de lodos (TRS), tiempo de retención hidráulica (TRH), carga orgánica (CO) y toxicidad (Arogo *et al.*, 2009).

1.4.1. Potencial de Hidrógeno

Entre los parámetros más importantes a considerar en los procesos de tratamiento biológicos se encuentra el pH. El pH es una de las propiedades químicas relevantes, a que controla la movilidad de iones, la precipitación y disolución de minerales, las reacciones redox, el intercambio iónico, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes. La remoción de bases (Ca, Mg, K) sin reposición de las mismas conlleva a una disminución en la saturación del complejo de intercambio y acidificación de suelos (Vázquez, 2005), lo cual es de trascendental conocer, pues los fangos dragados del Río Lerma son colocados en la orilla y entran en contacto con el suelo (Pérez *et al.*, 2003).

Entre los elementos que más afecta el pH se encuentran el Fósforo (P), Potasio (K), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Zinc (Zn) y Cobre (Cu), el porcentaje de saturación de bases y la capacidad de intercambio catiónico. En regiones con lluvias abundantes se promueve el lavado de las bases y como consecuencia el suelo se acidifica (pH entre 4.0 y 6.5), provocando altas

concentraciones de Aluminio (Al) y Mn solubles, que al ser absorbidos por las raíces provocan intoxicación por fijación de fosfatos. Mientras que en zonas áridas el lavado es mínimo y los suelos se alcalinizan (pH entre 7.0 y 8.5), provocando baja solubilidad del P debido a la presencia de carbonato de calcio (CaCO_3) (SAGARPA, 2012).

Los efectos del pH en la digestión anaerobia se reflejan en la actividad enzimática de los microorganismos. Las formas generales en que el pH influye en la actividad microbiana pueden resumirse en las siguientes:

- a) Cambio de los grupos hidrolizables de las enzimas (grupos carboxilos y aminos).
- b) Alteración de los compuestos no enzimáticos del sistema (ionización del sustrato, desnaturalización de la estructura proteica de la enzima). A estos efectos del pH deben adicionarse la concentración de H^+ que influye sobre las diferentes reacciones químicas, bioquímicas y biológicas que ocurren en este sistema (Lorenzo & Obaya, 2005).

1.4.2. Temperatura

La temperatura es el potencial o grado calorífico, referido a un cierto cuerpo. La temperatura del agua residual es comúnmente mayor que las aguas de suministro local, debido a la necesidad de agua caliente de los hogares y a las actividades industriales.

Debido a la diferencia entre el valor del calor específico del agua y el del aire, la temperatura observada del agua residual es superior o mayor a la temperatura local del aire, durante la mayor parte del año. La única excepción se presenta durante los meses más calurosos del verano. La temperatura del agua es un parámetro muy importante dada su influencia, tanto en el desarrollo de la vida

acuática, como en las reacciones químicas y las velocidades de reacción (Ocampo & Pérez, 2013).

Este parámetro influye de manera decisiva en el proceso anaerobio, ya que de él depende mucho las velocidades de reacción con las que se lleva a cabo cualquier proceso biológico, la composición del biogás debido a la dependencia de la solubilidad de los diferentes gases con la temperatura y el daño que pueda causar a los microorganismos presentes en el medio después de ciertos valores de ésta. Se han definido dos rangos de trabajo donde puede efectuarse satisfactoriamente la anaerobiosis de aguas residuales. Ellos son los siguientes: mesofílico entre 20°C y 45 °C; termofílico entre 45°C y 60 °C (López & Serpa, 2007).

1.4.3. Sólidos Volátiles

Los sólidos volátiles (SV) son el elemento más importante para el control del proceso. El balance de sólidos en el reactor anaerobio permite determinar la eficiencia de operación del proceso. Una deficiencia en la operación puede deberse a varias razones, una de ellas es el tiempo que los sólidos permanecen en el reactor. Un tiempo reducido afectará el proceso porque habrá sólidos deficientemente digeridos. La mayoría de los procesos de alta tasa son alimentados con 8 % de sólidos volátiles por día; un valor recomendado de sólidos no debería exceder el 5 % de los sólidos totales por día. En el tratamiento de lodos por proceso anaerobio, la carga volumétrica es definida como la masa de sólidos volátiles adicionados al digestor. Se recomienda inocular en el reactor suficientes cantidades de lodo anaeróbico (de 4% a 10% con una concentración de 40 g/L a 100 g/L de sólidos totales) y mantener una tasa baja de alimentación en el arranque e ir incrementando la alimentación gradualmente (CONAGUA, 2011).

1.4.4. Demanda Química de Oxígeno

La DQO es una medida aproximada del contenido de MO biodegradable y no biodegradable de una muestra de agua. En condiciones naturales, dicha materia orgánica puede ser biodegradada lentamente (oxidada) hasta CO_2 y H_2O mediante un proceso que puede tardar desde unas pocas semanas hasta unos cuantos cientos de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente y de las condiciones de la oxidación. En las pruebas de DQO se acelera artificialmente la biodegradación que realizan los microorganismos, mediante un proceso de oxidación forzada, utilizando oxidantes químicos y métodos debidamente estandarizados, que tienen por objeto garantizar la reproducibilidad y comparabilidad de las mediciones (APHA *et al.*, 1992).

El fraccionamiento de la DQO divide este parámetro en dos grandes grupos: DQO biodegradable total (DQOBT) y DQO no biodegradable total o inerte (DQONBT). La fracción biodegradable se subdivide en DQO rápidamente biodegradable (DQORB), y DQO lentamente biodegradable (DQOLB). La primera es utilizada en el reactor biológico de forma inmediata, y se consume en los primeros minutos de haberse iniciado el tratamiento, provocando un incremento en el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos que la usan para su síntesis celular. La fracción lentamente biodegradable debe ser primero absorbida sobre la estructura celular de los microorganismos que la hidrolizan a unidades químicas simples, utilizando enzimas extracelulares y finalmente, es metabolizada por ellos (Ekama & Wentzel, 2008; Park *et al.*, 1997)

La fracción no biodegradable total se subdivide en DQO soluble inerte y DQO particulada inerte, que no podrán ser removidas por el sistema biológico. La primera de ellas junto a la pequeña cantidad de sólidos suspendidos o coloidales que se formarán en el reactor como producto de la actividad de los microorganismos escaparán del sistema junto al efluente. Por su parte, la DQO

particulada inerte se mezcla con la biomasa, sedimentando con ella, y es la responsable del aumento de la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla (Orhon *et al.*, 1994; Park *et al.*, 1997).

Debido a la capacidad del lodo activado de flocular, todo el material sólido, biodegradable y no biodegradable, orgánico o inorgánico, se convertirá en sólido sedimentable. La masa de la DQO particulada inerte conformada por el residuo endógeno (paredes celulares), el material orgánico suspendido o sedimentable, se acumulará en el reactor, y sólo es retirado del mismo por medio de la purga. Es decir, la única forma de remover la fracción particulada de la DQO inerte, es por medio del control de la edad del lodo (Ekama & Wentzel, 2008).

La determinación de DQO debe realizarse rápidamente después de la toma de muestras, para evitar la oxidación natural. En caso contrario, la muestra podría conservarse un cierto tiempo si se acidifica con ácido sulfúrico hasta $\text{pH} = 2-3$. Sin embargo, esta opción deja de ser fiable en presencia de cloruros (Fernández *et al.*, 2014).

1.4.5. Metales pesados

El interés sobre los metales pesados (MP) obedece a que se ha detectado su presencia en concentraciones importante en la CARL (Pérez *et al.*, 2003). Uno de los principales problemas de los MP es la tendencia de algunos de ellos a bioacumularse y a biomagnificarse (Izquierdo, 2010). El término de “metales pesados” hace referencia a elementos químicos caracterizados por su densidad mayor a la del agua (4 g/cm^3 hasta 7 g/cm^3) y que son tóxicos para la salud humana a bajas concentraciones y tienen acumulación en la cadena trófica (López, 2009).

Los organismos vivos necesitan concentraciones variables de elementos metálicos esenciales, como Fe, Cromo (Cr), Cu, Zn, Níquel (Ni) y Cobalto (Co), y son

indispensables para el correcto funcionamiento de su metabolismo celular. En cambio, estos mismos metales pueden resultar tóxicos para los seres vivos cuando están presentes en concentraciones superiores a las necesarias. Asimismo, existen otros elementos que no forman parte del grupo de metales esenciales y son tóxicos para los seres vivos y, en consecuencia, peligrosos para el medio ambiente en concentraciones bajas, entre los que se incluyen principalmente Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plomo (Pb) y Arsénico (As) (Izquierdo, 2010).

Tanto las fuentes naturales como antropogénicas pueden contribuir importantemente a la emisión de elementos metálicos a la atmósfera. Cabe señalar que, al comparar las emisiones globales, la emisión de elementos como selenio (Se), Hg y Mn se realizan en su mayoría por fuentes naturales; sin embargo, en el plano regional las fuentes antropogénicas pueden contribuir de manera importante y estos metales se convierten en contaminantes en la escala local (SEMARNAT, 2009).

1.4.6. Lignina

La LIG, después de la celulosa, es el mayor componente de la materia vegetal y la forma más abundante de material aromático en la biosfera. La madera y otros tejidos vasculares (Lin, 1992).

La mayor parte de ésta se encuentra dentro de las paredes celulares, entremezclada con las hemicelulosas y formando una matriz que rodea las ordenadas microfibrillas de celulosa (Dávila & Vázquez, 2006).

La LIG, que es el segundo compuesto regenerable más abundante en la Tierra. Se trata de un compuesto que no sólo es recalcitrante a la degradación, sino que, además, su estructura reticular tridimensional de anillos aromáticos enlazados por átomos de O₂, obstaculiza el acceso de las enzimas hidrolíticas hacia las fibrillas

celulósicas. La biotransformación de la LIG es un proceso clave en el geociclo del carbono, proceso metabólico realizado por mecanismos oxidantes extracelulares. Los organismos más eficientes como degradadores de la LIG son los “hongos de la pudrición blanca” (Higuchi, 1990).

1.4.7. Holocelulosa

La celulosa es un componente mayoritario de la madera y otras fibras vegetales, cadenas poliméricas que al ser hidrolizadas liberan unidades de glucosa. Asociadas con las fibras celulósicas hay hemicelulosas, que son polímeros de azúcares distintos a la glucosa, básicamente xilosas y manosas (Eyzaguirre, 2000).

La hidrólisis de celulosa y hemicelulosa depende de la estructura de la que forman parte, de los monómeros que las conforman y del tipo de enlace entre ellos. La suma de estos compuestos es conocido como holocelulosa (HOL) (Hadar *et al.*, 1993).

En la naturaleza, el deterioro (pudrición) de los materiales celulósicos es causado por la actividad metabólica de un número limitado de ascomicetos y hongos imperfectos, organismos que degradan simultáneamente una reducida fracción de la LIG. Se han citado diversos hongos celulolíticos, como *Aspergillus*, *Candida*, *Cyathus*, *Fusarium*, *Hypoxyton*, *Phanerochaeta*, *Stemphyllium*, *Trichoderma* y bacterias que pueden también degradar la celulosa, como *Actinomyces*, *Angiococcus*, *Bacillus*, *Cellulomonas*, *Corynebacterium*, *Streptomyces*, entre otras (Dunlop & Chang, 1980).

1.5. REACTORES BIOLÓGICOS ANAERÓBICOS

Un proceso de tratamiento anaerobio se puede llevar a cabo en diferentes sistemas. Los sistemas anaerobios son unidades bien estabilizadas para la

biodegradación de la materia orgánica del agua residual. La implementación y aplicación exitosa de los sistemas anaerobios se ha debido principalmente al desarrollo de reactores de altas cargas. Una de las características relevantes de los sistemas de alta carga es el desacoplamiento del TRS y el TRH, lo que resulta en una alta retención de biomasa activa (Sosa, 2013).

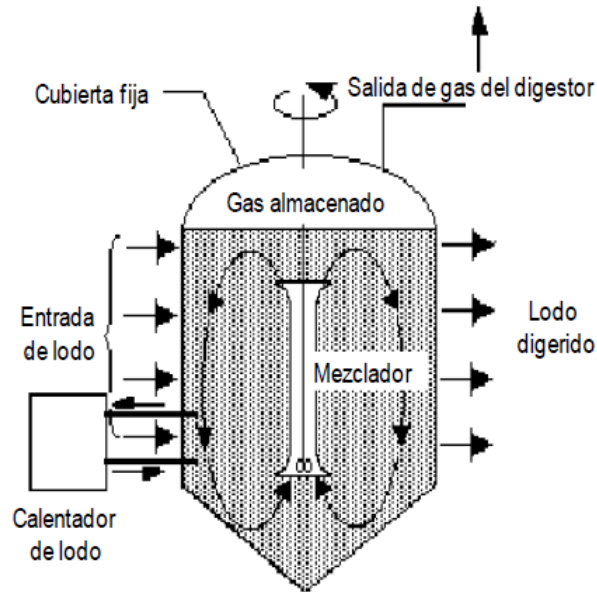
a) TRS. Es un parámetro importante a considerar es el tiempo de retención de sólido (SRT, siglas en inglés), que garantiza el tiempo para que los microorganismos puedan desarrollarse y reproducirse, este tiempo puede ser ajustado a fin de mantener constante la concentración del licor mezclado. Cuando se alcanza estado estacionario, una masa equivalente a la producción de lodo debe ser desalojada diariamente del sistema (purga de lodo), con lo que se mantiene constante el inventario de sólidos (Loaiza *et al.*, 2011).

b) TRH. Es uno de los factores más importantes para el control de los sistemas de digestión anaerobia. Se ha reportado que la disminución en el porcentaje de remoción de materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en reactores UASB podría deberse al bajo tiempo de contacto entre la biomasa y el sustrato producto de la disminución en el TRH (Nadais *et al.*, 2001).

Existen diferentes tipos de reactores que además de la vida metabólica de los microorganismos (aerobia o anaerobia), se clasifican con base en la forma en que la población microbiana se encuentra dentro de éste. Cuando el biorreactor cuenta con un medio, ya sea natural o sintético, que sirve de soporte para que se desarrolle la comunidad microbiana en forma de lama o película, se dice que es un reactor de biomasa fija. A continuación, se describen los biorreactores más comunes:

a) Reactores de alta tasa. Se caracterizan por un mezclado al medio de reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por recirculación de gas o de líquido o

combinación de ambos. Las cargas orgánicas van de 2 a 3.6 kgSSV/m³. d. Son operados a temperatura constante entre 30°C y 40°C de la temperatura de diseño con TRH de 10 a 20 días (Figura 1.1) (Metcalf y Eddy Inc., 2003).

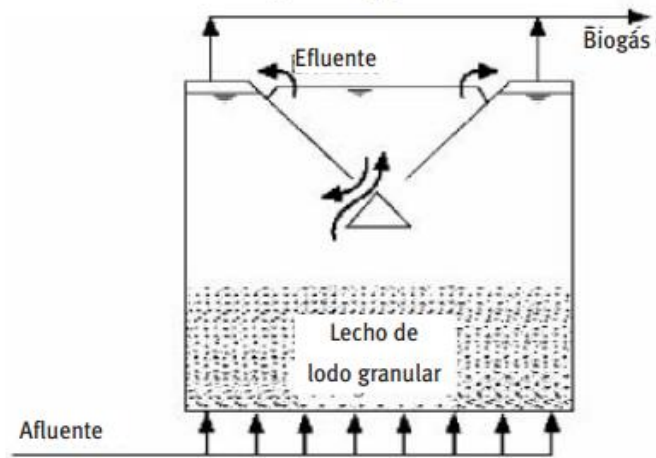


Fuente: Metcalf y Eddy Inc., (2003).

Figura 1.1 Reactor de alta tasa

b) Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB). El efluente es distribuido en el fondo del reactor y viaja en modo de flujo ascendente a través del lecho de lodo (Metcalf y Eddy Inc., 2003). En el lecho de lodos, los contaminantes orgánicos son convertidos en biogás, el biogás generado al elevarse en el reactor proporciona una agitación adecuada de la mezcla de lodo y agua, eso sin necesidad de mezclado mecánico. La operación de los reactores UASB se basa en la actividad autorregulada de diferentes grupos de bacterias que degradan la materia orgánica y se desarrollan en forma interactiva, formando un lodo biológicamente activo en el reactor. Dichos grupos bacterianos establecen entre sí relaciones simbióticas de alta eficiencia metabólica, bajo la forma de gránulos cuya densidad les permite sedimentar en el digestor. La biomasa permanece en el biorreactor sin necesidad de soporte adicional. El biogás es colectado en un separador trifásico, el cual es operado con una baja sobrepresión para

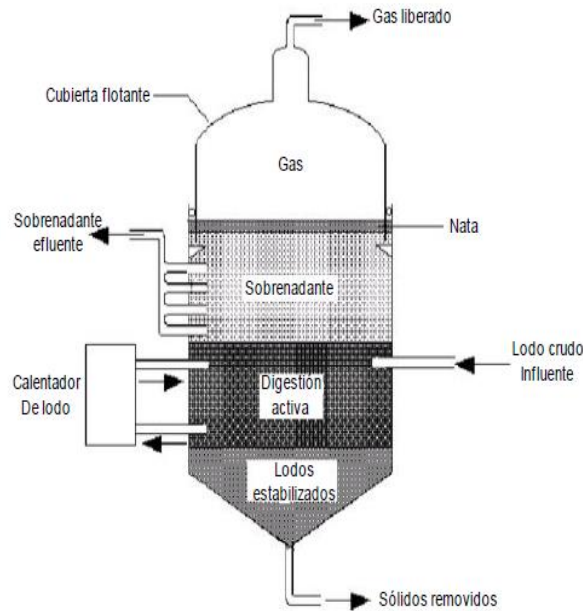
aumentar el intercambio gas-líquido del área (Figura 1.2.) (Kleerebezem & Macarie, 2003; López, 1998).



Fuente: Kleerebezem & Macarie, 2003

Figura 1.2 Reactor anaeróbico de flujo ascendente

- c) Reactores de baja tasa, son aquellos en los que el proceso se lleva a cabo sin calentamiento ni mezclado, lo que favorece la estratificación del fluido, formando tres zonas distintas; una capa flotante de natas, un nivel intermedio de sobrenadante y una capa inferior de lodo. Debido a la estratificación y a la ausencia de contacto entre los microorganismos y el sustrato, el volumen del digester sin mezcla se utiliza en no más del 50% de forma efectiva y toda la descomposición se restringe en la zona inferior, la alimentación y salida del lodo son discontinuas. Poco después de haber sido alimentado, se generan burbujas de gas y la acción de éstas al aumentar de volumen tienden a subir a la superficie, lo que genera un mezclado. Los TRH se encuentran entre 30 y 90 días, con cargas recomendadas entre $0.5 \text{ kgSSV/m}^3\text{d}$ y $1.6 \text{ kgSSV/m}^3\text{d}$. Poseen bajas eficiencias de remoción de contaminantes; remoción de sólidos suspendidos en un 60% y un 30% de DBO_5 (Figura 1.3) (Metcalf y Eddy Inc., 2003).



Fuente: Metcalf y Eddy Inc., 2003

Figura1.3 Reactor de baja tasa

1.6. ÍNDICES DE PRODUCCIÓN DE CH₄

Los ensayos de AME, como los de PBM, son indicadores que sirven como herramienta para determinar la capacidad que tienen los compuestos analizados para producir CH₄, lo que permite modificar las mezclas, el sustrato o el inóculo para mejorar estos valores, además permite cuantificar su uso a gran escala

1.6.1. Actividad Metanogénica Específica

El ensayo de AME consiste en evaluar la capacidad de los microorganismos metanogénicos en convertir sustrato orgánico en CH₄ y CO₂. De esta forma, a partir de cantidades conocidas de biomasa, es decir SVT, bajo condiciones establecidas, se puede evaluar la producción de CH₄ a lo largo de un periodo de tiempo. Algunos métodos utilizados para la medición de la producción de CH₄ en el ensayo de AME son desplazamiento de líquido, cromatografía gaseosa y respirometría (Chernicharo, 1997). De modo general la cuantificación de AME se

da a través de la medida directa de producción de CH₄ por unidad de SVT removido.(Aquino *et al.*, 2007).

La AME puede definirse como la máxima capacidad de producción de CH₄ por un consorcio de microorganismos anaerobios, en condiciones controladas de laboratorio, que permita la máxima actividad bioquímica de conversión del sustrato orgánico a CH₄ (Chernicharo, 1997).

El conocimiento de la AME de un lodo permite establecer la capacidad máxima de remoción de DQO de la fase líquida, permitiendo estimar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada a un reactor impidiendo su desestabilización; asimismo, la AME también permite determinar la concentración mínima de biomasa requerida en el reactor para garantizar la reducción de la CO aplicada (Aquino *et al.*, 2007).

1.6.2. Potencial Bioquímico Metanogénico

El PBM es el parámetro más extendido al caracterizar el comportamiento de los residuos ante los fenómenos de biodegradación que cuantifica la cantidad de CH₄ por unidad de masa del material en descomposición bajo condiciones anaerobias (Adani *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001; Heerenklage & Stegmann, 2001; Laquidara *et al.*, 1986; Owens & Chynoweth, 1993).

Existen y se van creando distintas técnicas para precisar el PBM pero todavía no se ha normalizado ningún ensayo. Diversos autores han propuesto procedimientos de ensayo para inferirlo al utilizar diferentes relaciones sustrato:inóculo o al modificar las condiciones de temperatura, pH, tamaño de partícula del sustrato y/o agitación (Lesteur *et al.*, 2010).

En esta dirección se han realizado estudios que tratan de relacionar el PBM con otras variables observables de manera más inmediata, como el contenido en SVT,

carbono orgánico total (COT), DQO, contenido en celulosa, (Bertanza *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001; Martín & Potts, 2001).

1.7. PROGRAMAS DE FOMENTO A LA GENERACIÓN DE ENERGÍA CON RECURSOS RENOVABLES

La generación de energía a partir de recursos de origen fósil afecta de diversas maneras al medio ambiente; entre éstas, la más relevante es la emisión de gases como CO₂, CH₄, óxido nitroso (N₂O), hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC) y hexafluoruro de azufre (SFC), que aceleran el fenómeno denominado “efecto invernadero”, el cual consiste en la retención de la radiación infrarroja terrestre, lo que provoca el aumento de la temperatura planetaria y en el nivel del mar, así como, deshielos, huracanes, tornados, sequías, heladas o granizadas (SEMARNAT, 2013).

En favor de mitigar las afectaciones del cambio climático se han llevado a cabo diversas cumbres, en las que los países participantes, incluyendo a México se han comprometido a determinadas acciones; y con objeto de contribuir al cumplimiento de dichos compromisos sobre el medio ambiente, el Gobierno de nuestro país ha emitido leyes, programas y múltiples instrumentos de fomento, que promueven el uso de recursos renovables en la generación de energía. En dichas leyes y programas se establecen metas definidas en cuanto a la participación de las energías renovables en el “Portafolio energético”. (SEMARNAT, 2015).

Se identifica como energías renovables, la solar, eólica, hidráulica, geotérmica, oceánica y bioenergía o biomasa, esta última proveniente de las siguientes fuentes: biomasa sólida, biogás y biocombustibles.

Entre los diferentes programas que fomentan la producción de energía limpia se puede destacar el Mercado de bonos de carbono y los incentivos establecidos en el Marco Jurídico Nacional.

- a) Mercado de bonos de carbono. El comercio de bonos de carbono consiste en la compra y venta de Certificados de Reducción de Emisiones (CER). El comercio de los bonos de carbono está basado en la siguiente premisa: no importa en qué parte del planeta se eviten las emisiones de GEI, el efecto es el mismo, ya que tiene el mismo efecto en la mitigación del cambio climático. En nuestro país, el Congreso de la Unión aprobó, en 2013, en el marco de la Reforma Fiscal para 2014, el impuesto al carbono para combustibles fósiles; en ese momento se fijó un precio de \$ 39.8 la tonelada de CO₂ (HCO, 2014).
- b) Incentivos de fomento a la producción de energía con recursos renovables, establecidos en el marco jurídico nacional. La regulación mexicana ha establecido una serie de incentivos para el impulso de las energías renovables; unos, le dan eficiencia y transparencia a la generación de energía y su suministro, como el Banco de Energía y el Porteo tipo “Estampilla Postal”, otros, representan estímulos económicos, como los Certificados de Energía Limpia y las disposiciones fiscales. Además, existen fondos de fomento a la formación de recursos humanos, a la investigación, al desarrollo tecnológico, y para la vinculación con el sector empresarial (SEMARNAT, 2015).

Las ventajas fiscales a que pueden acogerse los generadores de energía a partir de recursos renovables están establecidas en dos instrumentos jurídicos: en la Ley de los Impuestos Generales de Importación y de Exportación, y en la Ley del Impuesto sobre la Renta. En la primera se establece que “Quedan exentos de pagos los: Equipos anticontaminantes y sus partes, cuando las empresas se ajusten a los lineamientos establecidos por las Secretarías de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y de Economía”, y en la segunda, se dispone que “Las inversiones únicamente se podrán deducir mediante la aplicación, en cada ejercicio, de los por cientos máximos autorizados por esta Ley, sobre el monto original de la inversión”, 100% para maquinaria y equipo para la generación de energía proveniente de fuentes renovables (DOF, 2017).

1.8. CASOS DE ESTUDIO

Ante la problemática de la alarmante contaminación del CARL se han desarrollado diferentes proyectos en busca de soluciones, entre los que destaca el propuesto por el Área de Química y Fisicoquímica Ambiental del Departamento de Ciencias Básicas e Ingeniería (CBI) de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), titulado “Estudio de la Factibilidad del Tratamiento de: Agua y Sedimento de la Presa José Antonio Alzate y Suelos Agrícolas que la rodean”, para llegar a esta propuesta se diseñó el proyecto con tres líneas (Barceló, 2008).

La primera consistió en un diagnóstico de la contaminación metálica en la CARL, analizándose las concentraciones de contaminantes en el agua y sedimento, así como sus asociaciones con la materia suspendida, que pueden ser movilizados por procesos fisicoquímicos o biológicos. La segunda consideró el papel que juega la Presa Álzate al comportarse como laguna de oxidación y estabilización; se concentró en las posibilidades de adecuarla para que fuera más eficiente la autodepuración; estudiando la posibilidad de la instalación previa de algún sistema de tratamiento mediante sistemas lagunares y humedales. La tercera línea ensayó un tratamiento por fitorremediación de los suelos que rodean la presa, que se ha contaminado por la adición constante de sedimentos de la misma.

Entre otros proyectos que se han desarrollado se encuentra el estudio de Tecnologías de remediación de suelos, en el cual se presentan y definen las principales tecnologías utilizadas en Estados Unidos de América, un recuento de las comúnmente empleadas en México, y adicional, costos y tiempos estimados para la remediación de un sitio contaminado (Volke & Velazco, 2002). Algunos más enfocados a innovación, como la “Degradación fotocatalítica de contaminantes orgánicos en el agua”, el cual consiste en la degradación de estos compuestos presentes en agua residual generada por la industria litográfica bajo

irradiación UV-visible, evaluando los porcentajes de remoción COT y DQO (Acosta, 2013).

Por su parte el Gobierno del Estado de México cuenta con una página web que contiene el Diagnóstico de la problemática ecológica y un Plan de Manejo de la CARL para su restauración ambiental, donde se pueden consultar las investigaciones hechas por diversas universidades, así como anteproyectos para su saneamiento (CCRL, 2015).

Por otro lado, la naturaleza de los desechos que se utilizan para la generación de biogás se ha ido enriqueciendo con el paso del tiempo como consecuencia del impacto ambiental negativo que ha provocado el histórico manejo de residuos, no obstante, las excretas de animales han perdurado por el alto contenido de MO que los caracteriza. Pazmiño (2012), integro el estiércol de ganado bovino en un biodigestor anaerobio, el cual se operó en condiciones psicrófilas (12°C-18°C), debido a las condiciones ambientales, y tuvo un producto con más de 40% de CH₄. Martínez (2015), evaluó el potencial de los desechos del ganado porcino del estado de Guanajuato, quien tuvo a bien cuantificar y clasificar de acuerdo a su edad las cabezas disponibles, con objeto de estimar las heces totales que serían destinadas a la producción de CH₄ y posterior, su potencial de conversión a energía eléctrica, igual a 58 GWh/año equivalente a 40,000 TonCO_{2eq}/año.

Los residuos provenientes de los RESA, en especial la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), también han sido participes de este propósito; ejemplo de ello es el trabajo incesante del Instituto de Investigaciones Eléctricas, quienes desde los años 90 han evaluado su potencial energético (PE). En 1995, hicieron estudios para estimar el PE de los RESA de diferentes delegaciones del entonces Distrito Federal, ahora Ciudad de México, y de los municipios de otros estados, para instalar la primera planta piloto de generación eléctrica (1 MW), en colaboración con la Secretaría de Energía, la cual tuvo lugar en Santa Cruz Meyehualco, Ciudad de México (Arvizú & Huacuz 2003). La producción de CH₄

por medio de estos desechos también ha ido evolucionando y se han desarrollado proyectos de mejora a fin de optimizar la digestión anaerobia, tales como la degradación acelerada de Flores (2011), quien utilizó FORSU y recirculación de lixiviado, además de probar el proceso a diferentes temperaturas, obteniendo biogás con 100% de CH₄ en 70 días de operación, y un PBM igual a 16 LCH₄/kgSVT. Apenas unos años después, Hernández (2015) superó este valor con un PBM de 23.61 LCH₄/kgSVT, al variar el volumen del lixiviado recirculado a diferencia de su antecesora.

A la lista de residuos empleados se suman los biosólidos provenientes de las PTAR, ya que estas tienen por añadidura el beneficio de estabilizar los biosólidos productos de su proceso. Se pueden enunciar casos como el del gobierno municipal de León, Guanajuato, quienes propusieron la reingeniería de su PTAR, con la finalidad de generar biogás y a su vez electricidad para su autoconsumo (Rodríguez, 2011). De igual forma, Guerra *et al.* (2000) ocuparon sus lodos para alimentar un reactor anaerobio tipo UASB, con el objetivo de producir CH₄, además de optimizar su operación al hacer pruebas de AME evaluada a diferentes alturas; y entre lo más recientes, se tiene la PTAR del municipio de Atotonilco del Estado de Hidalgo, la cual incluso fue merecedora del premio infraestructura 360°, otorgado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) en 2013, por ser una de las más grandes del mundo en capacidad y operar de manera sustentable, al generar el 70% de la electricidad que consume con el biogás producto de la digestión de sus biosólidos (CONAGUA, 2016).

Entre otros ejemplos menos convencionales, se encuentra el proyecto ejecutado por Veyna (2007), quien usó residuos hortícolas provenientes de la central de abastos de la Ciudad de México con contenidos de materia orgánica menor a 10% y con un pH de 4, el cual fue corregido inicialmente con la adición de sales amortiguadoras y posteriormente con una mezcla de residuos cárnicos logrando mejorar su sistema.

Hoy en día, es evidente la ausencia de trabajos reportados que emplean lodos de ríos y lagunas, lo cual señala el camino para dar continuidad al abanico de oportunidades que converjan a la remediación de los problemas ambientales que actualmente aquejan esta sociedad.

2. PARTE EXPERIMENTAL

En esta sección se describe la metodología seguida para el desarrollo del proyecto de investigación, (Figura 2.1). En los siguientes apartados se detallan las técnicas, materiales y equipos que se utilizaron para llevar a cabo la caracterización de los sedimentos muestreados; las consideraciones y parámetros de operación para las pruebas metanogénicas y, las pruebas de escala semipiloto; así la evaluación técnico-económica.

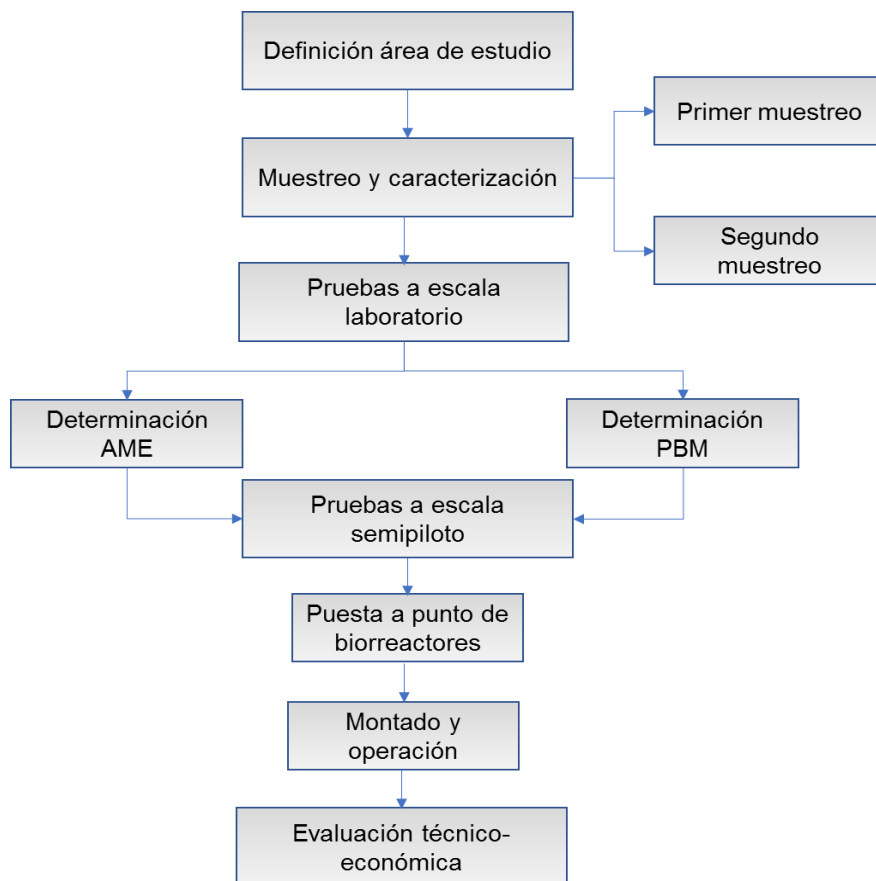
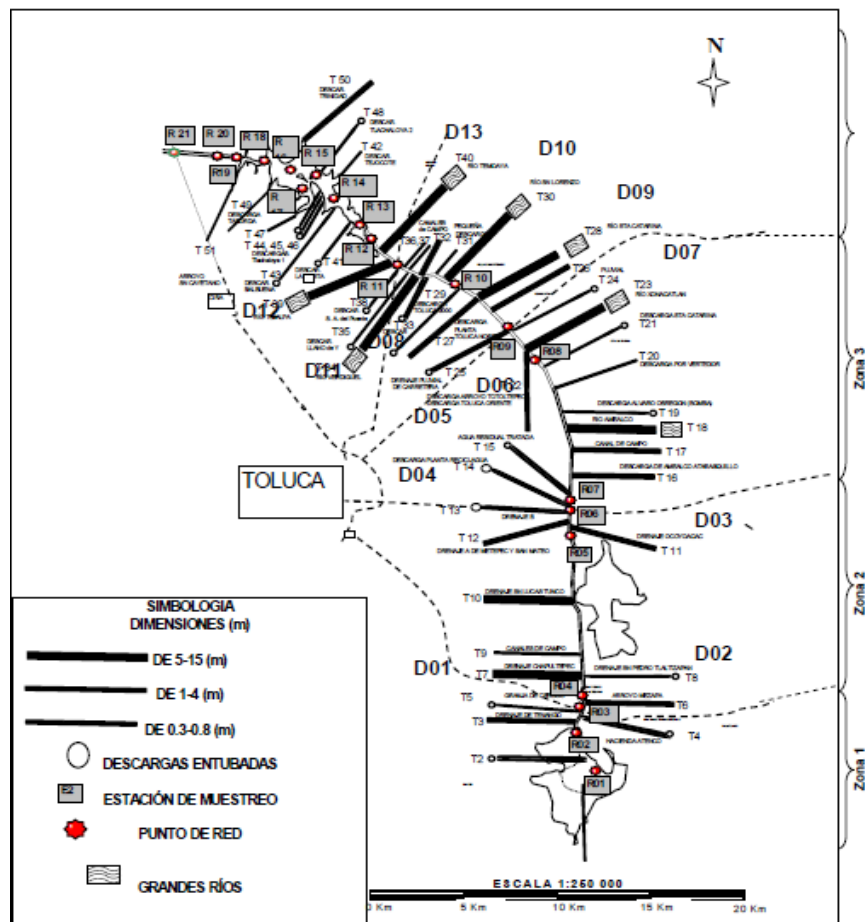


Figura 2.1. Diagrama de flujo de la parte experimental

2.1. DEFINICIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Se llevó a cabo una investigación documental acerca del área de estudio para determinar los puntos de muestreo, la cual consideró además de las estaciones de la red de monitoreo de la Comisión Nacional de Agua, investigaciones previas de otros autores, como las reportadas por Enríquez (2007), Zarazúa (2008), Carreño (2008) e Hinojosa (2006), quienes ubicaron cuatro zonas principales, basadas en estudios de campo y en las contribuciones que recibe el río. En la figura 2.2 se ilustra la distribución de las estaciones de la red de monitoreo y de las descargas a lo largo de la CARL, identificadas al inicio con la letra R y D, respectivamente, más un número consecutivo.



Fuente: Hinojosa (2006)

Figura 2.2 Ubicación de los puntos de muestreo a lo largo del CARL

2.2. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN

De acuerdo a la metodología establecida, se procedió a realizar dos ejercicios de muestreo, para conocer los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos, como pH, MO, SVT y DQO, entre otros; lo que permitió seleccionar para las pruebas metanogénicas y de escala semipiloto.

2.2.1. Primer muestreo

El primer muestreo se realizó para conocer las condiciones iniciales de los factores que intervienen en la determinación de la AME, esto de acuerdo a la normatividad mexicana e internacional de agua y sedimento listadas en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Normatividad y metodología para la determinación de parámetros

PARÁMETRO	NORMA/MÉTODO
pH	NMX-AA-013-SCFI-2006 ^a
Humedad	NMX-AA-16-1984 ^a
Materia orgánica	NMX-AA-21-1985 ^a
Sólidos volátiles totales	Método 2540 E ^b
Demanda química de Oxígeno	Método 5220 D ^b m.s

Fuente: ^aSemarnat (2017); ^bAPHA (1992)

Para el muestreo se utilizó una draga acondicionada con una cuerda, que permitió introducirla hasta el fondo del río, facilitando así la recolección del sedimento (Figura 2.3). Las muestras fueron transportadas a las instalaciones del Laboratorio de Investigación en Ingeniería Ambiental (LIIA) del ITT, donde fueron almacenadas a 4°C para su posterior análisis en laboratorio



Figura 2.3. Draga para la recolección de muestras en el Río Lerma

2.2.2. Segundo muestreo

Se efectuó un segundo muestreo de sedimento y agua en el área de estudio, a fin de conocer la variación entre los sitios por las distintas aportaciones industriales, agrícolas y domésticas que se incorporan al CARL y, seleccionar entonces el más apropiado para la determinación del PBM. Para la ubicación de los puntos de interés se utilizó un sistema de posicionamiento global (GPS).

La muestra de agua fue tomada de la superficie con frascos de vidrio y plástico, *in situ* se determinó pH y temperatura usando un potenciómetro Conductronic modelo PC18 digital (Figura 2.4) y, se midieron con un oxímetro portátil CE y OD.



Figura 2.4 Draga para la recolección de muestras en el Río Lerma

A las muestras de agua se les determinó la concentración de grasas y aceites (GYA), sólidos sedimentables (SS), y en las muestras solidas SVT, nitrógeno total (NT), MP, MO, LIG, HOL y la relación C/N.

El sedimento se obtuvo de la profundidad del río utilizando como herramienta una pala y un balde, debido a que no se contaba con un punto estable para utilizar la draga; al igual que el agua se tomaron muestras simples (Figura 2.5).



Figura 2.5 Obtención de sedimento en Temoaya, punto 5

En ambos casos las muestras fueron refrigeradas, y se le adicionó ácido sulfúrico a la muestra correspondiente a la determinación de grasas y aceites para su preservación en un refrigerador a 4°C

En la tabla 2.2 se enlistan los parámetros utilizados adicionales a la tabla 2.1 que fueron considerados en el segundo muestreo y, tener un panorama más amplio del estado en el que se encuentra cada sitio.

Tabla 2.2 Normatividad y metodología para la determinación de parámetros

PARÁMETRO	NORMA/MÉTODO
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2013 ^a
Sólidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2013 ^a
Nitrógeno total	NMX-AA-024-1984 ^a
Metales pesados	NOM-004-SEMARNAT-2002 ^a NMX-AA-051-SCFI-2001 ^a
Lignina	ASTM D1106-56 modificado
Holocelulosa	Método de Clorito ^c
C/N	NMX-AA-067-1985 ^a

Fuente: ^aSemarnat, 2017; ^bColin-Urrieta *et al.*, 2011; ^cWise *et al.*, 1946

2.3. PRUEBAS A ESCALA LABORATORIO.

Se llevaron a cabo las pruebas a escala laboratorio haciendo uso de botellas de polietileno y frascos de vidrio como los biorreactores, tapas y corchos para el sellado de las mismas, jeringas y frascos graduados para la captación de biogás, un baño serológico para el control de temperatura, mangueras y válvulas para realizar las conexiones pertinentes; entre otros aditamentos a fin de determinar la AME y el PBM de los lodos recolectados en el primer y segundo muestreo respectivamente

2.3.1. Determinación de Actividad Metanogénica Específica

Se montaron seis biorreactores usando botellas de polietileno de 130 mL, a tres de ellas se les agregó como sustrato acetato de sodio y con las restantes se usó azúcar refinada comercial, ambas con una concentración de 1g/L (10 mL), de acuerdo a la recomendación de Ortíz (2011), quien sugiere concentraciones de sustrato no mayores a 2 g/L. Acto seguido, se inocularon las botellas con los sedimentos recolectados en el primer muestreo (45 mL) ocupando poco más de la tercera parte del volumen total (Julio *et al.*, 2016).

Posteriormente los biorreactores fueron sellados y se colocaron en un baño serológico a 35°C, a condiciones mesofílicas (Gómez, 2008). Después se conectaron mediante una manguera a una columna invertida con una solución de NaOH al 5%, en la cual se retiene el CO₂ del biogás (Guerra *et al.*, 2000), al instante se removió el aire presente en el sistema con una propipeta (Figura 2.6).

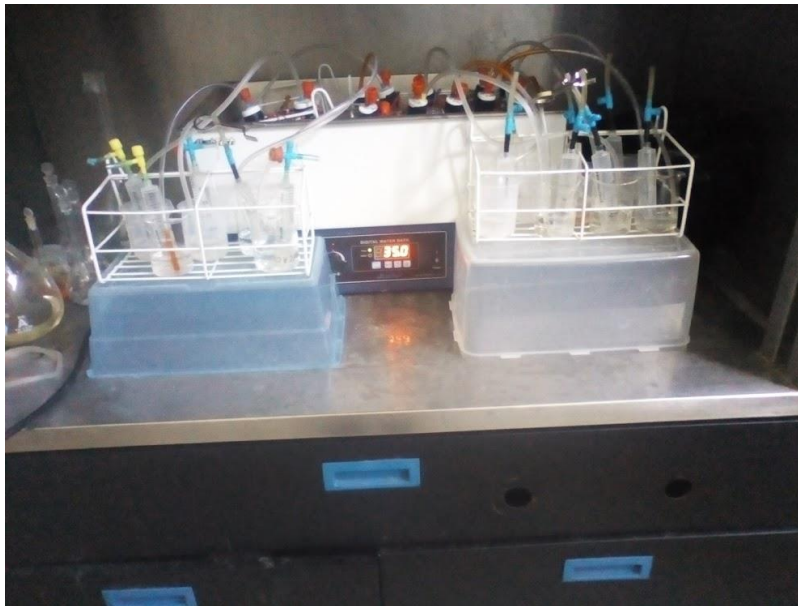


Figura 2.6 Montaje de biorreactores en baño María a 35 °C

El volumen desplazado y la temperatura fueron monitoreadas diariamente. Al término del experimento (12 días), a cada una de las botellas se les midió la

temperatura y el pH en el momento que fueron destapadas (Tabla 2.1), adicionalmente se les determinaron SVT y DQO por duplicado (Figura 2.7).



Figura 2.7 Determinación de pH, Temperatura y SVT

La DQO se determinó siguiendo la metodología establecida en el manual de APHA (1992) bajo la técnica del reflujo cerrado colorimétrico. El equipo utilizado fue un espectrómetro Lambda XLS, del LIIA (Figura 2.8). La curva de calibración para DQO se puede encontrar en el Anexo C ($r^2 = 0.9981$).



Figura 2.8 Espectrómetro Lambda XLS para la determinación de DQO

2.3.2. Potencial Bioquímico Metanogénico.

Para la realización de las pruebas de PBM se utilizó como inóculo y sustrato el mismo sedimento, en el entendido de que los microorganismos presentes ya se encuentran adaptados a estas condiciones. El ensayo se realizó por triplicado para cada uno de los 5 puntos de muestreo dando un total de 15 biorreactores, empleando frascos de vidrio con capacidad de 415 mL, se seleccionó una relación 1:1 en volumen, 157 mL de lodo y 157 mL de agua destilada siendo 315 mL el volumen efectivo, es decir, un espacio libre (head space) igual al 25% del biorreactor. (Flores, 2011; Sánchez *et al.*, 2016).

La mezcla de lodos y agua fueron licuados (Julio *et al.*, 2016) y vertidos en el interior de los biorreactores, fueron tapados con corchos ajustados a la medida de la boca de las botellas, además de ser sellados con silicón y parafilm. A los corchos se les colocaron dos tubos de vidrio, uno de ellos con la finalidad de conectarse al receptor del biogás producido y el otro para facilitar el monitoreo de pH, éste último fue tapado con un Suba-seal®.

Posteriormente se hicieron pruebas de hermeticidad con N₂ y espuma de jabón, corrigiendo al instante las fugas detectadas; una vez efectuada la verificación, se burbujeo N₂ durante cinco minutos para desplazar el oxígeno (O₂) existente y generar un medio anaerobio (Gómora, 2014).

La producción de biogás fue medida por el método de desplazamiento de volumen, para ello se montó el sistema mostrado en la figura 2.9, el cual cuenta con dos frascos de vidrio, uno de ellos fue llenado con una solución saturada de NaCl (367 g de NaCl y 1 L agua destilada) a pH 4, este fue conectado al biorreactor con manguera de látex; el segundo frasco fue graduado para medir el volumen equivalente al biogás generado. A cada frasco se le colocó tapones de hule con dos varillas de vidrio interconectados con manguera (Hernández, 2015).



Figura 2.9 Sistema de medición de biogás a) frasco graduado y b) frasco con solución de NaCl

La solución fue preparada a temperatura ambiente, con agitación constante utilizando un indicador para detectar el cambio de pH al momento de ser corregido con ácido clorhídrico concentrado (Shelton & Tiedje, 1987).

Finalmente, se identificaron todos los biorreactores, así como las mangueras conectadas a su respectivo sistema de desplazamiento y fueron sumergidos en baño serológico a 35°C durante 50 días, tiempo en el cual se estuvo monitoreando periódicamente el desplazamiento de volumen, pH y temperatura, así como la composición del biogás (Figura 2.10).



Figura 2.10. Sistema de biorreactores para prueba PBM

- a) SVT y DQO: Se determinó por triplicado el porcentaje de SVT contenidos en cada uno de los 15 biorreactores, así como DQO por duplicado usando tubos Hach por el método colorimétrico.
- b) Temperatura y pH. La lectura de temperatura se realizó diario en el baño serológico, el cual cuenta con sensor digital y un termómetro de Hg. Para medir pH y temperatura se colectaban 3 mL de muestra usando una jeringa de plástico de 10 mL, la jeringa fue introducida en el Suba-seal®, tomando cuidado de no introducir aire al biorreactor, en seguida era transferida un tubo de vidrio para realizar la medición de temperatura y la de pH, para este último se ocupó un potenciómetro previamente calibrado; una vez realizada la lectura, la muestra se reincorporaba al biorreactor para mantener el volumen útil constante, este procedimiento se realizó diario durante una semana, posteriormente se efectuó cada tercer día durante dos semanas y en el último periodo dos veces a la semana, después de este tiempo ya no se registraban cambios significativos en el pH ni en el desplazamiento de volumen.
- c) Porcentaje de CH₄. La composición de CH₄ se determinó cada semana por medio de cromatografía de gases, con un equipo marca Agilent Technologies modelo 7890B (Figura 2.11), el cual trabaja bajo las siguientes condiciones: temperatura del horno 50°C, argón como gas de arrastre, volumen de inyección de 20 mL, cinco columnas, MolSieve 13x y 5A, Hayasep Q y T, usando dos detectores TCD a 180° C, y cuyas curvas de calibración se encuentran en el Anexo B. La tarea se llevó a cabo dentro de las instalaciones de la UAM Unidad Azcapotzalco,

La muestra de biogás fue tomada de cada frasco receptor con una jeringa de plástico de 10 mL, inmediatamente era inyectada a un vial de 15 mL sellado con un Suba-seal®, al que previamente se llenó a 13 mL con la solución de NaCl de pH 4, y al que le fue retirado el aire con otra jeringa hasta generar vacío. Una

vez inyectado el biogás el vial era colocado de manera inversa para evitar que este se fugara, al crear un tapón.

La lectura se realizó registrando inicialmente la temperatura ambiente, después se tomó una muestra de 7 mL con jeringa de plástico, teniendo extremo cuidado de no llevar humedad alguna, acto seguido se colocó el embolo hasta la marca correspondiente a 5 mL para ingresar el volumen al equipo y en el mismo instante iniciar la corrida, este procedimiento se ejecutó para cada uno de los 15 puntos.



Figura 2.11 Cromatógrafo de gases, marca Agilent Technologies.

2.4. PRUEBAS A ESCALA SEMIPILOTO

Para llevar a cabo estas pruebas se realizó un escalamiento considerando el volumen efectivo de los biorreactores y, teniendo cuidado de no exceder el 90 % del cuerpo (Torres & Pérez, 2010) a su vez se tomó en cuenta el volumen a agregar de la fuente de carbono y de la solución de minerales RAMM, esta última asegura una concentración de 123,85 mg P/L y 138.7 mg N/L, basado en las concentraciones de DQO (1.000 mg/L a 8.000 mg/L), se tiene que la relación DQO:P:N va desde 8,1:1,12:1 hasta 64,6:1,12:1 (Shelton & Tiedje, 1987).

El experimento se hizo por duplicado en equipos proporcionados por el Laboratorio de Pruebas Piloto del LIIA. Cada biorreactor semipiloto cuenta con un cuerpo de 8 pulg de diámetro y un volumen útil de 18 L, así como un domo para la captación de biogás; construido con PVC hidráulico.

A fin de montar los biorreactores se efectuó un ejercicio de muestreo en el punto número 4, identificado como Río Verdiguél. El lodo fue tamizado con una malla de 2 mm de poro para homogeneizarlo y hacer más eficiente la digestión (Terreros, 2014), además de retirar cualquier objeto extraño que pudiera obstruir la recirculación durante la operación de los biorreactores (Figura 2.12).



Figura 2.12 Tamizado de lodo con malla.

Al término del tamizado, se pesaron 9 kg para alimentar cada equipo con una concentración de 71,8 mg/L de SVT, equivalente a 23% peso seco. Una vez depositado el sedimento en el interior del cuerpo, se añadió 3.5 L de solución RAMM (Anexo B1) y 1 L de 1 g/L de acetato de sodio como fuente de carbono (Shelton & Tiedje, 1987), previamente esterilizados en autoclave a 125°C durante 20 minutos (Figura 2.13), ocupando aproximadamente el 75% del volumen útil de cada biorreactor.

Los equipos fueron sellados usando empaques de neopreno y asegurados con espárragos, rondanas y tuercas a la medida, además de teflón en las conexiones roscadas; adicionalmente se probaron fugas con apoyo de un compresor de aire (Figura 2.14).

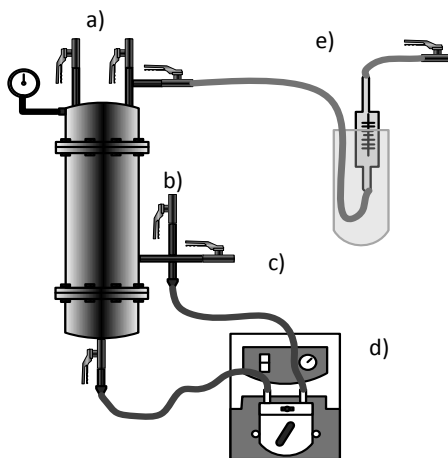


Figura 2.13 Solución RAMM esterilizada



Figura 2.14 Compresor de aire para prueba de fugas

El diagrama esquemático del funcionamiento del sistema para que opere con un UASB se ilustra en la figura 2.15., cuyas partes se describen a continuación:



- a) Entrada de N_2 y salida de aire. b). Corrección de pH. c) Toma de muestra. d) Recirculación de lodo. e) Sistema de captación de biogás.

Figura 2.15. Biorreactor anaerobio tipo UASB escala semipiloto.

- a) Las válvulas de entrada de N_2 y salida de aire, se colocaron con la finalidad de generar un ambiente anaerobio. Se burbujeo N_2 durante cinco minutos para desplazar el O_2 existente, al tiempo que se mantuvo cerrada la válvula de captación del biogás. Transcurrido ese tiempo se cerró primero la válvula de aire, enseguida la de N_2 , y finalmente se abrió la salida de biogás, permaneciendo de este modo durante toda la operación.
- b) La corrección de pH se realizó mediante la adición de la solución de fosfatos (Anexo B), esto cuando los valores reportados se encontraban por debajo de 6, evitando así la inhibición de los microorganismos matanogénicos, principalmente.
- c) Se obtuvo la muestra con el apoyo de esta válvula, a la cual se le midió puntalmente pH y temperatura interna, además se determinó DQO por el método colorimétrico (Figura 2.16).



Figura 2.16 Determinación de DQO por el método colorimétrico

- d) El sistema de recirculación fue armado con manguera de látex de 6.35 mm por 2.33 mm. Un extremo fue conectado a la parte media del cuerpo del biorreactor, pasando por una bomba peristáltica de 150 W, marca Heidolph modelo PD 5001 (Figura 2.17) con el propósito de agitar y homogenizar la mezcla de lodo al ingresar nuevamente al equipo por la parte inferior. La bomba se mantuvo

trabajando a 10 rpm (velocidad más baja del equipo) durante el periodo de operación, equivalente a 80 L/d como se ilustra en su curva de calibración (Anexo C).



Figura 2.17 Bomba peristáltica de recirculación de lodos.

e) El biogás generado fue captado por desplazamiento de volumen mediante probetas adaptadas con una punta de cristal, una manguera y una válvula para la obtención de la muestra (Figura 2.18). Las probetas fueron llenadas con una bomba de vacío y sumergidas en la solución saturada de NaCl de pH 4 con indicador rojo de metilo.



Figura 2.18 Sistema de captación de biogás.

Los biorreactores permanecieron dentro de un cuarto acondicionado a 30°C en promedio, todo el tiempo, usando una unidad de calentamiento marca YORK, modelo Y5USH12-6A con una potencia de 1,220 W (Figura 2.19). La composición del biogás fue analizada de igual manera que en la PBM (Figura 2.11).

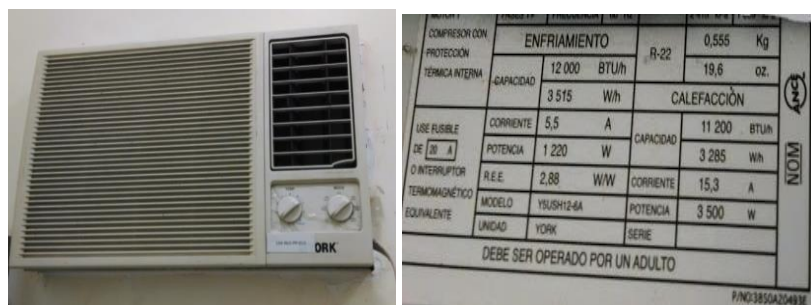


Figura 2.19. Unidad de calentamiento para acondicionamiento de cuarto

2.5. EVALUACIÓN TÉCNICA-ECONÓMICA

Se desarrollaron dos propuestas de llevar el proyecto de producción de biometano a gran escala, utilizando los resultados obtenidos en la pruebas a escala semipiloto para el dimensionamiento del biorreactor, así como los parámetros de diseño de los equipos auxiliares, con el fin de conocer la factibilidad y satisfacer las necesidades energéticas, en este caso, del usuario ejemplo “Reciclagua”, el cuál fue seleccionado por su cercanía al sitio de estudio y por manejar residuos de semejante naturaleza.

La propuesta incluye el diseño del biorreactor y sus parámetros de operación para la generación de biometano, así como su conversión en energía eléctrica, como primer escenario. En el escenario alternativo se considera al biocombustible generado como sustituto del gas LP, que actualmente es quemado en sus hornos de incineración.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se encuentran los resultados de los análisis del área de estudio, de la caracterización de los sedimentos y agua colectados, los valores de las pruebas de metanización a escalas laboratorio y semipiloto; así como los resultados asociados a la evaluación técnico-económica

3.1. DEFINICIÓN DE ÁREA DE ESTUDIO

Se seleccionaron cinco puntos cercanos a descargas ubicadas dentro de los límites de las cuatro zonas citadas, a excepción del nombrado como Verdiguel, el cual pertenece a la zona 3, en donde, de acuerdo a la clasificación de Hinojosa (2006), no se detectan aportaciones antropogénicas importantes, sin embargo, en esta región se reciben descargas de Toluca centro. Las cinco zonas de interés para este trabajo se ilustran en la figura 3.1.

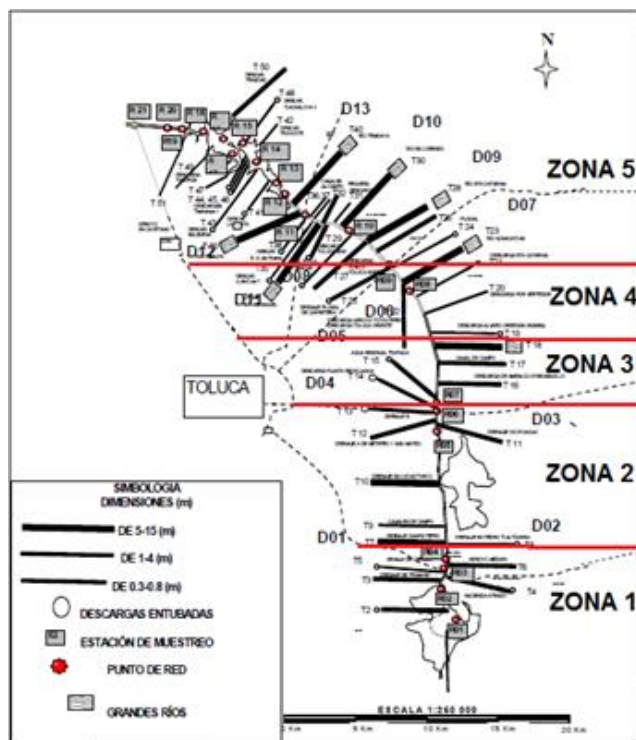


Figura 3.1. Zonificación del área de estudio

En la tabla 3.1 se relaciona una estación de la red de monitoreo y una descarga a la ubicación de cada uno de los puntos de muestreo seleccionados (Figura 3.1).

Tabla 3.1 Ubicación de puntos de muestreo a lo largo del CARL

No.	RED	DESCARGA	ZONA DE MUESTREO	LATITUD NORTE	LATITUD OESTE	OBSERVACIONES
1	R ¹ 02	D ² 02	Santiago Tianguistengo	19.187	99.513	Santiago Tianguistengo, Metal mecánica
2	R06	D04	Autopista México-Toluca	19.283	99.522	San Mateo Atenco, Toluca, Calzado
3	R07	D05	Reciclagua	19.287	99.521	Industrias Lerma, metal-mecánica
4	R11	D11	Río Verdiguél	19.405	99.607	Toluca centro
5	R12	D11-D12	Entrada de la presa del Río Álzate (Temoaya)	19.415	99.624	Zona industrial norte de Toluca

1.R: Estación de la red de monitoreo. 2.D: Descarga

3.2. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN

La evaluación de los análisis fisicoquímicos en sedimentos y en agua permitieron conocer el estado de contaminación y su evolución. En los siguientes apartados se detallan los valores obtenidos en los muestreos realizados.

3.2.1. Primer muestreo

Para el primer muestreo se eligieron dos puntos, uno en la descarga ubicada en San Mateo Atenco, perteneciente a la zona 2 (R06, D04) (Tabla 3.1), en la descarga inmediata a la salida de la PTAR, y el segundo a la misma altura, pero del lado opuesto de la Carretera Toluca-México, separados a 55 m, con el objetivo de ver la magnitud del cambio de los parámetros fisicoquímicos entre una aportación directa y la mezclada con otras arrastradas por la corriente (Figura 3.2)

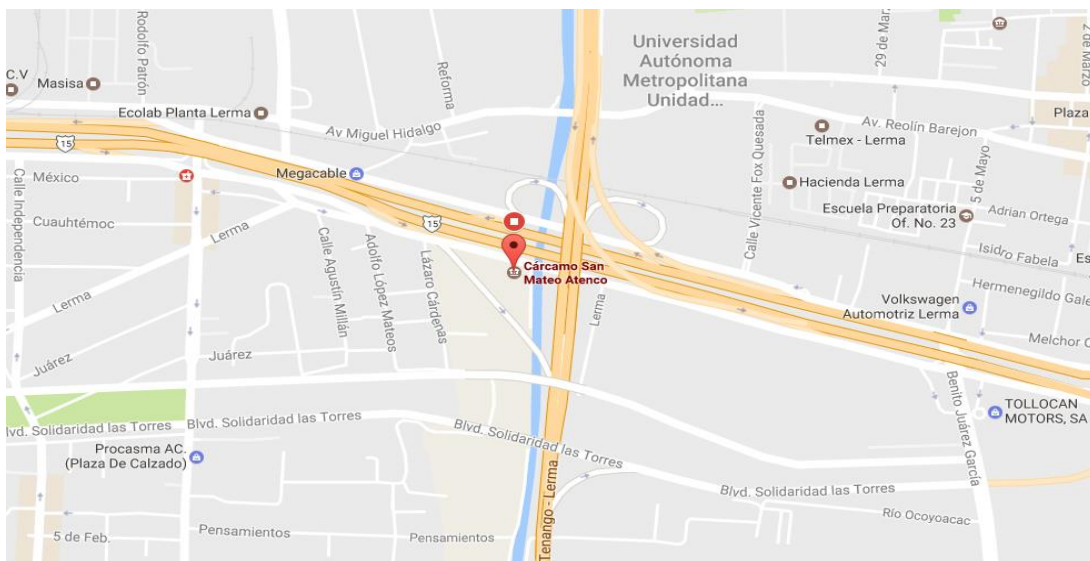


Figura 3.2 Primer muestreo en San Mateo Atenco

El sedimento se obtuvo el día 27 de octubre de 2016, a las 11:00 horas del día. Las muestras se encuentran identificadas como LRL0201, al lodo obtenido con la draga a un costado del cárcamo de San Mateo y el LRL0202, correspondiente al segundo punto, de igual manera fue colectado con la draga. Los resultados de la caracterización de dichos lodos se resumen en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Caracterización del primer muestreo de lodo Río Lerma

MUESTRA	pH	HUMEDAD (%)	MO (%)	SVT (g/L)	SVT (%)	ST (g/L)
LRL0201	7,11	48,13	6,44	17,21	3,07	559.15
LRL0202	5,79	74,43	ND	23.02	23,02	101.52

ND: No determinado

Los valores de pH entre un punto y otro presenta una diferencia importante considerando que solo se encuentran separados por la autopista México-Toluca, esto se atribuye a la posible contribución de otras descargas mezcladas en ese punto. En el caso de la humedad, la discrepancia puede ser señal de variación en la profundidad a la que se colectó la muestra con la draga. La cantidad de MO en la muestra identificada con el nombre LRL0201, registra valores por debajo de 10%.

3.2.2. Segundo muestreo

Se realizó un muestreo el 28 de Febrero de 2017, en sedimentos y agua para caracterizar las zonas identificadas en el área de estudio (Figura 3.1). Los resultados de los parámetros fisicoquímicos en las muestras de agua y sedimento que fueron arrojados se encuentran en las tablas 3.3 y 3.4.

Tabla 3.3. Caracterización de agua del segundo muestreo en agua

PUNTO	T. (°C)	pH	OD (mg/L)	CE (μS/cm)	SS. (ml/L)	GYA (mg/L)
1	12,2	7,41	0,5	1338,0	6,5	23,6
2	18,1	7,31	0,4	1445,0	0,7	6,4
3	20,0	7,2	0,4	726,0	32,0	7,5
4	20,3	7,56	0,2	969,0	9,5	10,9
5	20,5	7,42	0,3	1100,0	0,4	3,6

T, Temperatura; pH, Potencial de hidrógeno; OD, Oxígeno disuelto; CE, Conductividad eléctrica; Sólidos sedimentables, SS; GYA, Grasas y aceites.

Los sitios estudiados presentan diferentes contribuciones, lo cual se refleja en los datos obtenidos en las determinaciones. En la zona 1, comprendida entre la laguna de Almoloya del río y la carretera Toluca-Santiago Tianguistenco, donde las aguas que corren por el río Lerma son predominantemente residuales (provenientes del tributario Tenango o arroyo Agua Bendita); la zona 2, comprendida entre la carretera Toluca-Santiago y la autopista México-Toluca, a la altura de San Mateo Atenco, donde existen múltiples descargas difusas; la tercera zona, comprendida entre la autopista México-Toluca y Reciclagua, se reciben grandes descargas industriales, comienzan las descargas de grandes dimensiones como el tributario Ocoyoacac y los canales colectores de las Torres, siendo las descargas que contienen vertidos industriales como las de Reciclagua y el Arroyo Totoltepec; la zona 4, es la comprendida desde Reciclagua hasta Río Verdiguél, principalmente con descargas de Toluca centro, aquí se recibe entre otras descargas industriales, la proveniente de la PTAR del sitio. Finalmente, la

zona 5 es la comprendida entre la carretera Toluca-Naucalpan y la presa Álzate, caracterizada por la existencia de grandes escurrimientos pluviales a través de ríos como: Sta. Catarina, San Lorenzo, Verdiguél, Tejalpa y Temoaya (Carreño, 2008).

En la tabla 3.3 se distingue que es prácticamente constante el valor de pH, además este se encuentra muy cercano al neutro en todo lo largo de la cuenca, de acuerdo con diversos autores puede deberse a la naturaleza de las aguas del CARL que recibe aportes de ácidos y base débiles, así como de sales (Enríquez, 2007; Hinojosa, 2006; CNA, 2002) que actúan como neutralizadores de sustancias ácidas y básicas, lo que permite que este sistema se comporte como una solución tampón o buffer haciendo que el pH no varíe significativamente (Romero, 2005; Zarazúa, 2008).

La CE se encuentra dentro del límite permisible para uso de riego ($1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) en los puntos 3 (R07, D05) y 4 (R11, D11), sin embargo, los sitios restantes fueron relativamente altos. En cuanto al OD se detectó en concentraciones bajas con respecto a lo que requieren algunas especies. La vida de organismos acuáticos varía de una especie a otra; las truchas, por ejemplo, requieren concentraciones mayores a $4.0 \text{ mg}/\text{L}$ para permanecer saludables, mientras que muchas especies de crustáceos pueden vivir y reproducirse en ambientes acuáticos donde la concentración de OD oscila entre $2,0$ y $0,1 \text{ mg}/\text{L}$ (Navarro *et al.*, 2013). Esto explica en cierta parte la situación de la CARL, actualmente se encuentran 11 especies en estatus de amenazadas, 7 especies en protección especial y 4 especies en peligro de extinción (DOF, 2010). En la tabla 3.4 se hace una comparación con otros trabajos de los parámetros mencionados anteriormente.

Tabla 3.4. Comparación de parámetros fisicoquímicos

PARÁMETRO	UNIDADES	Hinojosa, 2006 2003	Zarazúa, 2008 2003	Enríquez, 2007 2007	Este trabajo 2017
pH		7,6	7,4	7,5	7,4
OD	mg/L	0,3	0,3	0,6	0,4
CE	μS/cm	1.060	1.002	1.096	1.116

El pH se ha mantenido, siendo 7,4 el valor mínimo reportado por Zarazúa y este trabajo. El OD se mantuvo en un rango de 0,3-0,6; los menores se presentaron en el año 2003 en las investigaciones de Hinojosa (2006) y Zarazúa (2008). La CE más alta se obtuvo en este trabajo.

En la tabla 3.5 se concentran los resultados de la caracterización en los sedimentos. Los SVT en todos los puntos de muestreo se encuentran por debajo en comparación con sustratos de otra naturaleza, sin embargo, el más sobresaliente es el punto 4 perteneciente a Verdiguél con 21,7%, lo mismo sucede con la cantidad de MO que tiene una concentración de 16,7%.

Tabla 3.5. Caracterización de sedimento del segundo muestreo

PUNTO	SVT (%)	NT (%)	MO. (%)	C/N	LIG (%)	HOL (%)
1	10,81	0,43	4,6	6,2	80,6	84,2
2	4,50	0,08	2,4	17,3	78,8	84,6
3	16,7	0,05	11,5	136,9	84,8	84,0
4	21,69	0,29	16,7	33,6	62,9	80,2
5	8,20	0,09	2,6	17,1	57,7	84,4

De acuerdo con datos reportados por Zarazúa (2008), los valores de pH, en cuanto al contenido de MO se pueden distinguir los cambios más grandes en la zona de río Verdiguél, el cuál paso de 16,49% a 4,6% y en el punto correspondiente a la autopista Toluca-Naucalpan, incremento de 8,4% a 16,7%.

Los resultados obtenidos de concentración de nitrógeno son similares a los presentados por Coombs (1990) para residuos agrícolas e industriales (0%-1%) y de los provenientes de PTAR (0%-3%). La relación de C/N de los puntos 2 y 5 se encuentra dentro del rango de 15 a 30 para la digestión anaerobia sugerido por Terreros (2014), ya que el nitrógeno en exceso puede actuar como un inhibidor.

La concentración de HOL en los cinco sitios es similar a la presente en RSU, de acuerdo a lo reportado por Hernández *et al.* (2014) quienes obtuvieron 82,89%. Para el caso de la LIG, los RSU caracterizados resultaron con una concentración de 63,50%, la cual es cercana a lo obtenido en el punto 4 y 5 (R12, D11-D12), la presencia de este compuesto altamente resistente a la degradación química y biológica sugiere un pretratamiento que solubilice o degrade este compuesto para que la estructura lignocelulósica sea accesible al ataque enzimático y microbiano. De esta manera incrementar el rendimiento de la producción de CH₄; sin embargo, estos pretratamientos encarecen notablemente el proceso por el consiguiente consumo de energía (Jiménez, 2017).

En cuanto a los MP (Tabla 3.6), las concentraciones difieren en la mayoría de los puntos de muestreo, sin embargo, coinciden en el Zn como el metal predominante y el Cd como el más escaso, incluso solo fue detectado en el punto 3, donde se reciben descargas industriales. El punto perteneciente al Río Verdiguél arrojó los valores más altos en todos los elementos que fueron medidos.

Tabla 3.6 Concentración de metales pesados en sedimentos

PUNTO	Zn mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
1	150,54	56,2	23,11	NQ	50,13	28,56
2	196,34	62,5	71,35	NQ	39,38	53,1
3	723,00	102,59	155,15	10,51	51,71	100,2
4	1412,51	273,92	388,68	NQ	81,26	827,91
5	196,18	96,15	44,8	NQ	36,11	46,93

NQ, No cuantificable

Comparando los resultados con los límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (Tabla 3.7), los puntos 1 (R02, D02), 2, 3 y 5 presentaron concentraciones que los clasifican de excelentes.

Tabla 3.7 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos.

CONTAMINANTE (determinados en forma total)	EXCELENTES (mg/kg) en base seca	BUENOS (mg/kg) en base seca
Cd	39	85
Cr	1.200	3.000
Cu	1.500	4.300
Pb	300	840
Ni	420	420
Zn	2.800	7.500

Fuente: NOM-004-SEMARNAT-2002.

La concentración del punto 4 excede para Pb con 837,1 mg/kg (Tablas 3.6 y 3.7)., por lo que se ubica dentro de la clasificación de bueno. La concentración de Pb fue considerablemente mayor, en comparación con lo encontrado por Zarazúa *et al.* (2011), cuyos valores fueron de 13 mg/kg a 116 mg/kg. Por otro lado, de acuerdo a lo reportado por Wills *et al.* (2005), el Ni y el Cd en concentraciones superiores a 526.8 mg/kg y 54.2 mg/kg, respectivamente, pueden inhibir a los microorganismos presentes en la digestión, situación a la que no se encuentran expuestos ninguno de los sitios muestreados.

3.3. DETERMINACIÓN DE ACTIVIDAD METANOGÉNICA

El experimento se corrió durante 12 días en el mes de Diciembre del 2016. Se montaron seis biorreactores con los lodos obtenidos de la PTAR del primer muestreo del Río Lerma, a tres de ellos se les agregó azúcar y a los tres restantes acetato de sodio como fuentes de carbono, después fueron identificados con un número consecutivo correspondiente al orden en el que fueron destapados. Los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos que se determinaron se resumen en la tabla 3.8.

Tabla 3.8. Resumen de resultados

MUESTRA	FECHA DE APERTURA	pH	SVT (mg/L)	DQO (mg/L)	VOLUMEN DESPLAZADO (mL)	VOLUMEN ACUMULADO (mL)
LRAZ1	16/12/2016	7.7	6130	2683	0,5	0,5
LRAZ2	19/12/2016	6.64	1880	2138	0,5	1,0
LRAZ3	20/12/2016	6.5	1320	61	1,0	2,0
LRAS1	16/12/2016	8.16	4230	2196	1,5	1,5
LRAS2	19/12/2016	8.10	1235	972	1,0	2,5
LRAS3	20/12/2016	7.25	925	69	1,0	3,5

LRAZ, lodo del río con azúcar refinada; LRAS, lodo del río con acetato de sodio

De acuerdo con Márquez (2011), la cantidad de CH₄ producida por unidad de DQO convertida en condiciones anaerobias es de 0.35 L CH₄/ g DQO en condiciones estándar (0°C a 1 atm), basados en este dato, el volumen promedio teórico

usando como sustrato azúcar fue de 2.51 mL de CH₄ y de 3.99 mL de CH₄ usando acetato de sodio.

La AME se obtiene del cociente del volumen generado por degradación del DQO y los SVT removidos, entre el periodo, el cual fue en promedio de 0.14 DQO/g SVTd para el azúcar y 0.3 g DQO/g SVTd para el acetato de sodio. Con fines de comparación se citan ejemplos de valores de AME en la tabla 3.9.

El lodo con acetato de sodio presentó una mayor AME debido a que este favorece a las bacterias metanogénicas (Ortíz, 2011), ya que tiene el subproducto inmediato para ser transformado a CH₄. A diferencia del lodo con azúcar, el cuál es muy similar a la AME reportada por Guerra *et al.* (2000), quienes usaron lodos cloacales.

Tabla 3.9. Comparación de Actividad Metanogénica con diferentes inóculos

ARTÍCULO	AME (gDQO/gSVT.d)	TIPO
Este trabajo	0.14	Lodo río con azúcar
Este trabajo	0,30	Lodo río con acetato de sodio
Guerra <i>et al.</i> , (2000)	0,11	Planta depuradora de líquidos cloacales
Gómez, (2008)	0,40	Lodo Maltera
Gallegos <i>et al.</i> , (2009)	0,35	PTAR Cervecería
Soroa <i>et al.</i> , (2005)	0,29	PTAR Industrial

3.4. DETERMINACIÓN DE POTENCIAL BIOQUÍMICO METANOGENICO

El experimento para determinar el PBM tuvo una duración de 50 días, en el que se controló la temperatura y fueron monitoreados el desplazamiento de volumen, al igual que pH, SVT y DQO fueron determinados al inicio y al final del experimento

para evaluar el porcentaje de remoción alcanzado durante el periodo de operación. Los resultados se muestran a continuación.

a) Sólidos volátiles totales. En la tabla 3.10 se enuncian los valores promedio que se obtuvieron al inicio y al final de la operación de los biorreactores

Tabla 3.10 SVT iniciales y finales en los biorreactores

PUNTO	SVTi (%)	SVTf (%)
1	12,8 ± 1,0	12,8±1,0
2	28,9 ±9,5	25,0±1,0
3	19,7 ±0,7	17,7±0,9
4	27,2 ±0,1	28,3±4,7
5	8,5 ±1,3	10,3±1,0

Los puntos 1, 2 y 3 presentaron diferencias, el punto 3 cuenta con mayor porcentaje de remoción. Los puntos 4 y 5 registraron valores negativos, es decir, que se encontró mayor cantidad de SVT al final, similar a lo obtenido por Flores (2011), en sus reactores anaerobios de RSU, los cuales operaron a 20°C, 30°C y 40°C, quien obtuvo incremento en este parámetro de 25.6%, 33% y 30% respectivamente, en la etapa metanogénica.

b) Demanda química de oxígeno. La DQO que presentaron al inicio y al final del sistema de biorreactores se encuentra resumido en la tabla 3.11.

Tabla 3.11. DQO inicial y final en los biorreactores

PUNTO	DQOi (mg/L)	DQOf (mg/L)	REMOCIÓN (%)
1	3550 ± 1202	339 ± 30	90%
2	7300 ± 707	821 ± 154	89%
3	1050 ± 212	390 ± 54	63%
4	4650 ± 1414	722 ± 83	84%
5	2950 ± 1061	156 ± 5	95%

En todos los casos se registró un descenso de DQO, especialmente en el punto 5, el cual presentó un incremento en la cantidad de SVT al final. Los resultados para el punto 3 fueron similares al punto 5. Los puntos restantes se mantuvieron en el rango de 84%-90%.

c) Potencial de Hidrógeno. En la figura 3.3 se distingue la dinámica de pH registrados durante el periodo de operación de los biorreactores. La variación del pH para todos los casos comienza con un descenso, consecuencia de que la digestión está en la etapa acidogénica, después aumenta (etapa acetogénica) y finalmente se mantiene muy cercano al neutro (metanogénesis).

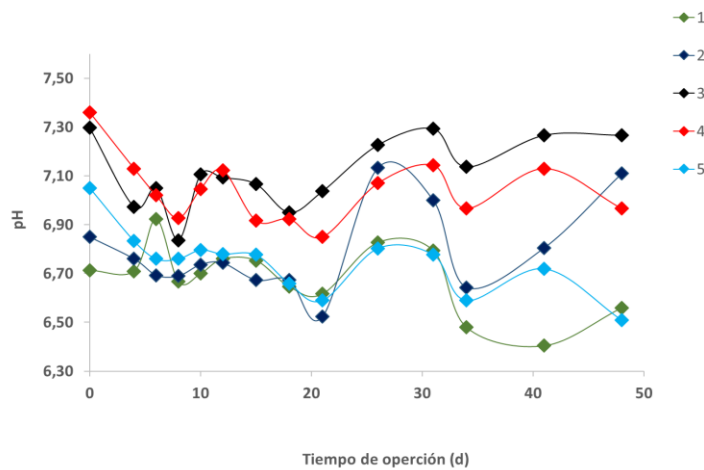


Figura 3.3. Dinámicas de pH durante el tiempo de operación

Un pH descendente puede provocar inestabilidad por acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), como lo han reportado Gourdon y Vermande (1987) y Mawson *et al.* (1991). La mayoría de los metanogénicos funcionan en un rango de pH de 6,5 y 8,2 (Anderson & Yang, 1992; Speece, 1996) Los puntos más estables fueron 4 y 3, en comparación con los otros.

d) Producción de biometano. La producción de biogás fue monitoreada diariamente, el punto 4 presentó un desplazamiento de volumen transcurrida la primera semana y, tuvo un máximo de 5,4 mL, después bajo abruptamente y

hasta el día 35 aumento su producción discretamente en comparación con el inicio. El punto 2 fue creciendo gradualmente y tuvo su mayor generación al final del periodo con 1,2 mL. El punto 5 registró apenas 0,2 mL en el día 28 y en los biorreactores restantes la actividad fue prácticamente nula (Figura 3.4).

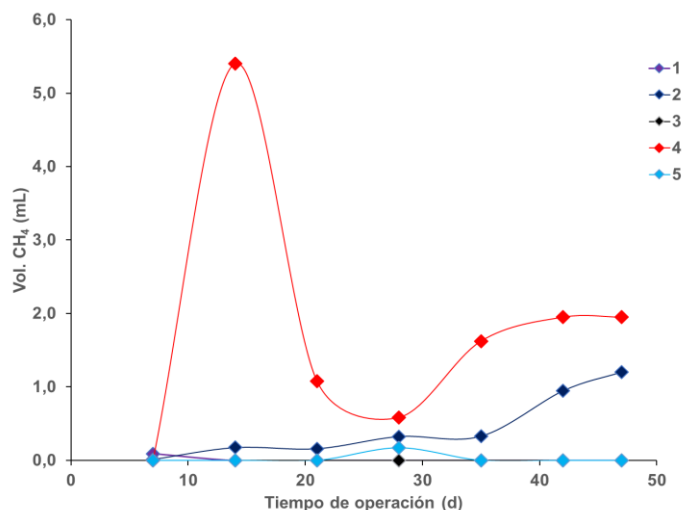


Figura 3.4 Producción semanal de CH₄

En la figura 3.5 se puede apreciar la acumulación de CH₄ en el transcurso de los días, en donde el punto 4 y el punto 2 son los sitios sobresalientes con un volumen total de 12,7 mL y 3,2 mL respectivamente. Aunque el punto 5 tuvo una producción de 0,2 mL, no es perceptible en el gráfico. Los puntos 1 y 3 reiteran su comportamiento de cero generaciones de CH₄ durante el periodo de operación.

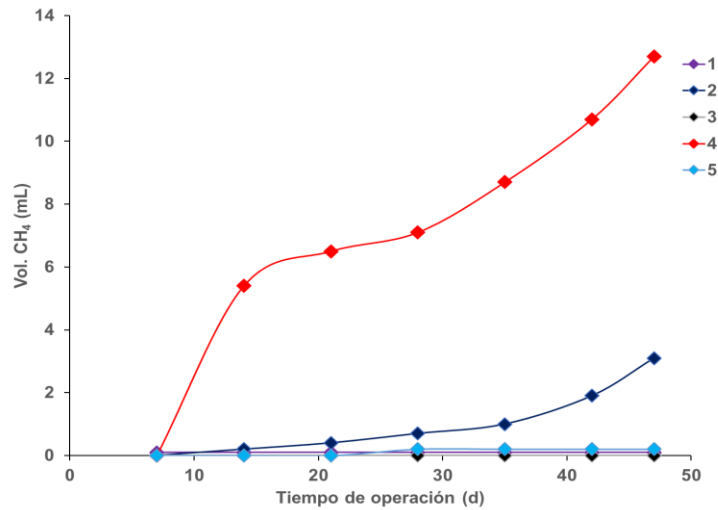


Figura 3.5. Volumen acumulado de CH₄

El porcentaje de CH₄ en el biogás se calculó con ayuda de la curva de calibración y empleando la ecuación de los gases ideales (Anexo B) Se distingue nuevamente desde otro análisis que la mayor producción de CH₄ se dio en el punto identificado con el número 4, seguido por el punto 2 (Figura 3.6).

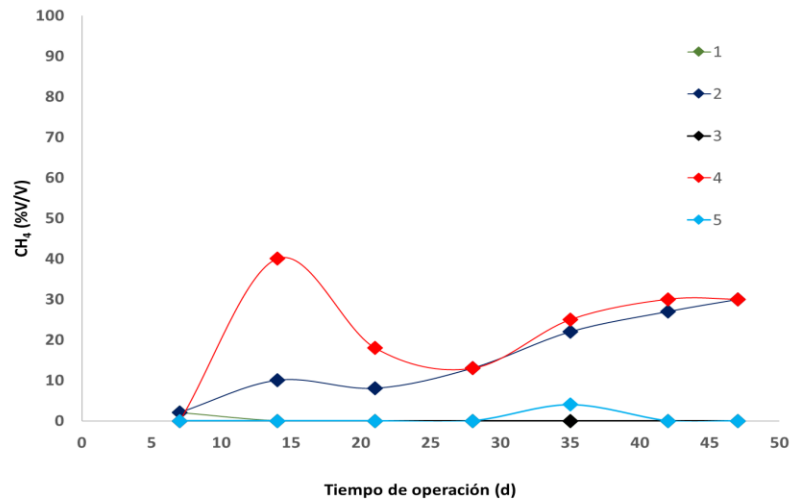


Figura 3.6 Porcentaje de CH₄ en la producción de biogás

En la figura 3.7 se ilustra cómo fue incrementando la generación de CH₄ contra el descenso del CO₂ en el punto 4, pero nunca llegan a interceptarse, debido a que la máxima generación de CH₄ no llega al 50 %.

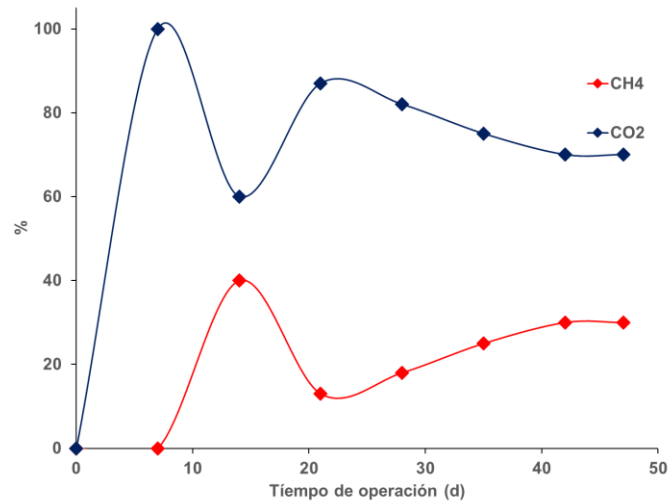


Figura 3.7 Porcentaje de generación de CH₄ y CO₂.

En la figura 3.8 se encuentran los volúmenes acumulados de CH₄ y CO₂ correspondientes al punto 4 y, se puede observar en el paso del tiempo que la pendiente de la generación de CO₂ es más pronunciada con respecto a la del CH₄, es decir que, en la composición del biogás, el CO₂ predominó en todo el periodo.

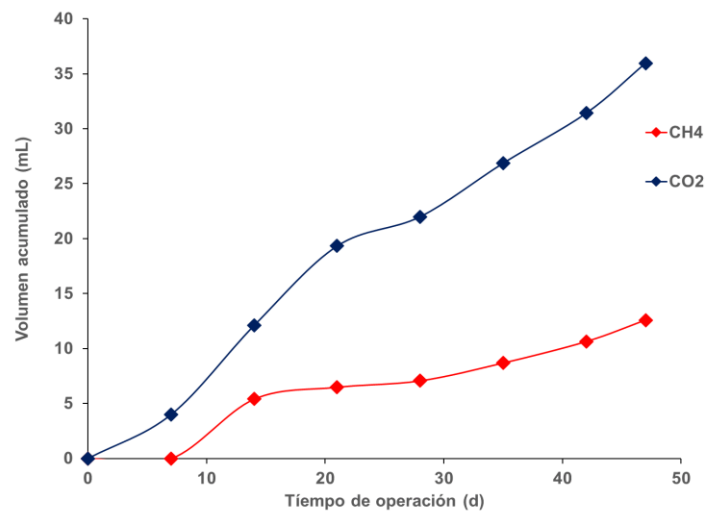


Figura 3.8 Volumen acumulado de CH₄ y CO₂.

En la tabla 3.12 se puede distinguir con precisión el volumen acumulado de cada uno de los compuestos que conforman el biogás. Se pueden resaltar los puntos 1 y 5, quienes registraron un desplazamiento de volumen perceptible, sin embargo, en el análisis de la producción de CH₄ su actividad fue prácticamente nula debido a que en su composición la mayor parte es CO₂.

Tabla 3.12 Volumen de biogás generado en biorreactores

PUNTOS	BIOGÁS (mL)	CH ₄ (mL)	CO ₂ (mL)
1	5,0	0,1	4,9
2	16,0	3,1	12,9
3	0,0	0,0	0,0
4	48,7	12,7	36,0
5	4,4	0,2	4,2

e) Potencial Bioquímico Metanogénico. En la tabla 3.13 se muestran los resultados de la prueba y se compara con lo reportado por otros autores, quienes utilizaron sustratos e inóculos de diferente naturaleza, como la FORSU, RSU, lodos provenientes de PTAR, además de algunas variaciones como la recirculación de lixiviados con el propósito de acelerar la digestión anaerobia.

Tabla 3.13 Reportes de Potencial Bioquímico Metanogénico

AUTOR	INÓCULO	SUSTRATO	L CH ₄ /kg SVT	
Este trabajo	Sedimento	Sedimento	1	0.01
			2	0.37
			3	0.00
			4	1.33
			5	0.02
Flores, 2011	Lixiviados y lodos	FORSU	3.6	

Tabla 3.13 Reportes de Potencial Bioquímico metanogénico (continuación)

AUTOR	INÓCULO	SUSTRATO	L CH ₄ /kg SVT
Shanmugam & Horan, 2009	Lodos activados	RS	360
Desiana & Setiadi, 2009	Lodos activados	Lodos biológicos frescos	240
Akunna <i>et al.</i> , 2007	Lixiviados	RSU	2.5
Yadvika <i>et al.</i> , 2004	Lixiviados	FORSU	300
Vazoller <i>et al.</i> , 2001	Lixiviados	RSU	85.1

El PBM más alto lo obtuvo el punto 4, perteneciente a la zona identificada como Verdiguel, en comparación con los otros sitios de muestreo. La diferencia contra el caso estudiado por Desiana y Setiadi (2009) es notable, pero cabe señalar que éste investigador reporta el efecto de la sonicación y la ozonización en la biodegradabilidad y toxicidad del biosólido, producto del tratamiento de agua residual de una fábrica textil, hecho que favoreció el resultado obtenido en la prueba de PBM. El valor obtenido con lodos del punto 4 (Tabla 3.12) es comparable con lo obtenido por Flores (2011), quien utilizó como inóculo lodos provenientes de un reactor anaerobio mesofílico alimentado con lodos primarios del tratamiento de aguas residuales de la Universidad de Guanajuato y como sustrato FORSU, previamente caracterizados con más de 70% de SVT; además durante la operación realizó recirculación de lixiviados y mantuvo una temperatura de 20°C.

3.5. PRUEBAS A ESCALA SEMIPILOTO

Al término del armado de los biorreactores, estos se pusieron en funcionamiento y al igual que en el caso del PBM, tuvieron un tiempo de operación de 50 días, en la figura 3.9 se observan ambos sistemas.



Figura 3.9 Biorreactores Anaerobios UASB escala semipiloto.

Las dinámicas de los parámetros obtenidos durante la operación de los biorreactores a escala semipiloto se muestran a continuación.

a) Sólidos Volátiles Totales. El comportamiento de los SVT se puede apreciar en la figura 3.10. La concentración de SVT con la que fue obtenido de la profundidad del río fue de 23%, ubicado como primer punto en el tiempo cero. En el segundo punto (día 7) el incremento en ambos equipos se debe a la incorporación de la solución RAMM y a la fuente de carbono. El desfase existente entre las curvas se puede atribuir a factores externos y a diferencias en los equipos auxiliares, como son las bombas.

El aumento de SVT para el día 25 se puede atribuir a que la fracción de DQO particulada inerte se mezcla con la biomasa, que al sedimentar con ella consecuentemente incrementa la concentración de los sólidos suspendidos en el licor de la mezcla y, a su vez los ST y los SVT.

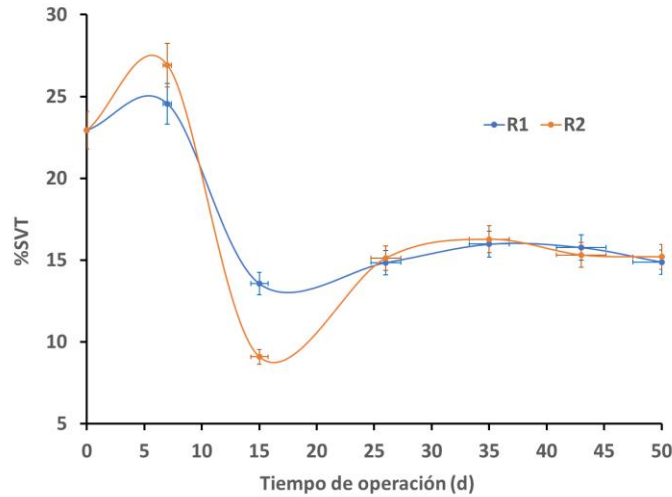


Figura 3.10. Concentración de SVT

En la figura 3.11 como es de esperarse, se manifiestan los cambios en los mismos días, pero invertidos, en comparación con el gráfico de la figura 3.10, por su análisis como porcentaje de remoción. El máximo se presenta en el día 15 con un valor de 9,44% para el R1 y 13,9% para el R2.

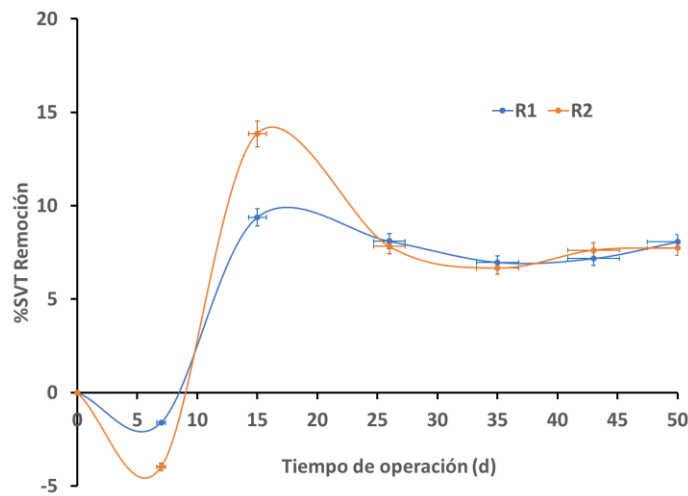


Figura 3.11 Porcentaje de remoción de SVT

En la tabla 3.14 se presentan los valores de SVT, después de la adición de la solución RAMM y el acetato de sodio como fuente de carbono, donde se puede distinguir a R2 con 5% más degradación de SVT en comparación con R1.

Tabla 3.14 Porcentaje de remoción de SVT

EQUIPO	SVTi	SVTf	% REMOCIÓN
R1	24,55 ± 1,71	14,87 ± 0,27	39%
R2	26,91 ± 2,32	15,19 ± 0,24	44%

b) Demanda química de oxígeno. La concentración inicial del sedimento a la entrada de los biorreactores fue en promedio 1.500 mg/L, por debajo de lodos provenientes de PTAR, como el reportado por Terreros (2014), los cuales presentaron una concentración de 9.340 mg/L y 8.590 mg/L, para lodo primario y secundario respectivamente.

En general la tendencia de DQO fue descendente (Figura 3.12) como en los trabajos de Márquez (2004), Hernández *et al.* (2014) y Hernández (2015). El descenso más sobresaliente se presenta en el día 15, similar a lo ocurrido con los SVT.

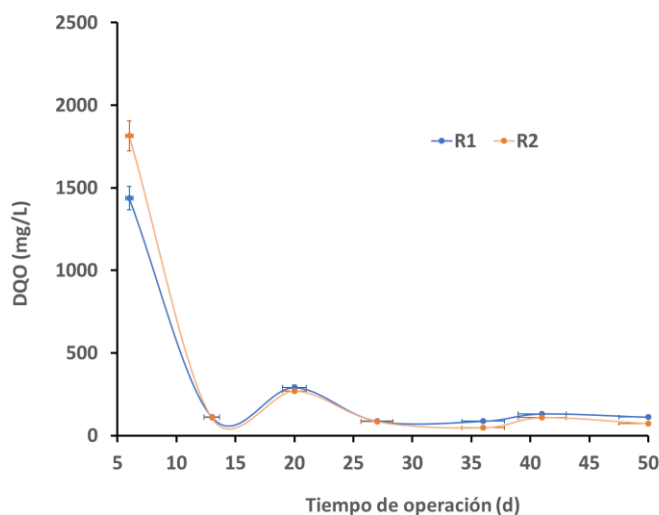


Figura 3.12 Concentración de DQO

En la tabla 3.14 se muestran las concentraciones de DQO inicial y final en cada biorreactor, donde se puede observar que R1 comenzó con menor DQO y

concluyó con una carga mayor, a diferencia de R2, quien tuvo un porcentaje de remoción mayor en 4% con respecto a R1.

Tabla 3.15 Porcentaje de remoción de DQO

EQUIPOS	DQOi	DQOf	% REMOCIÓN
R1	1.438 ± 168,5	111,6 ± 2,41	92%
R2	1.714 ± 226,8	73,4 ± 0,89	96%

c) Materia Orgánica. La concentración de MO comenzó inmediatamente a descender (Figura 3.13). A partir del día 25 se aprecia la remoción más importante en ambos equipos.

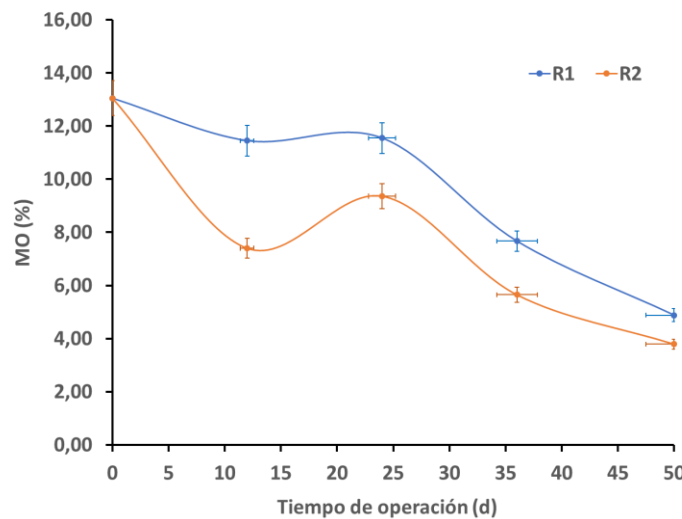


Figura 3.13 Dinámicas de MO

En la tabla 3.14 se resume el porcentaje de remoción de MO, en donde se puede apreciar que R2 presentó un 8% mayor que R1, a diferencia de lo reportado para DQO y SVT.

Tabla 3.14 Porcentaje de remoción de MO

BIORREACTOR	MOi	MOf	% REMOCIÓN
R1	13,05 ± 2,97	4,88 ± 0,62	63%
R2	13,05 ± 2,97	3,79 ± 0,35	71%

En las figuras 3.14 y 3.15 Se realiza un comparativo de la tendencia seguida por los parámetros de MO, SVT y DQO. En R1 la DQO aumenta cuando disminuyen los SVT y la MO. Las gráficas correspondientes a R2 muestran un comportamiento similar de degradación, un descenso en el día 15, luego aumentan ligeramente en el día 20, después la MO continúa en descenso y los SVT se mantienen prácticamente constantes, mientras que la DQO incrementa discretamente en los últimos diez días.

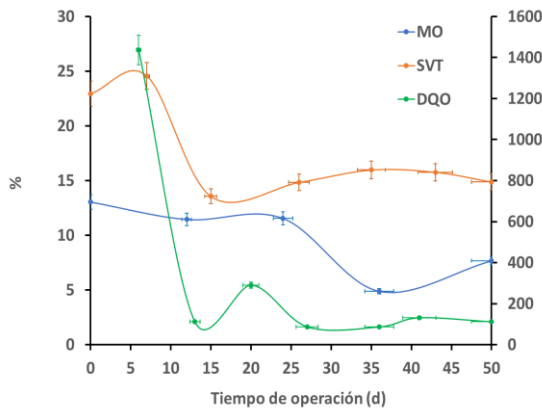


Figura 3.14 Comparativo de MO, SVT y DQO de R1

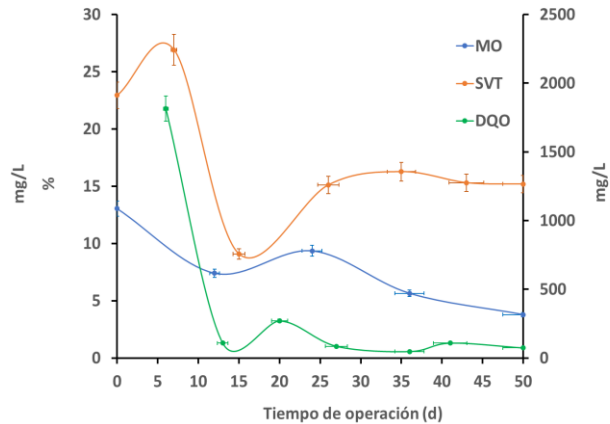


Figura 3.15 Comparativo de MO, SVT y DQO de R2

d) Nitrógeno Total: La concentración de NT paso de 1% a 0,75% en promedio en R1 y R2, al igual que en el caso de los SVT (Figura 3.10) y de la DQO (Figura 3.12) a partir del día 20 se tuvo un comportamiento con ligero cambios en la concentración. Durante el proceso anaerobio parte de la MO se transforma en CH_4 , normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico en el lodo estabilizado (Mata *et al.*, 2004; Hernández, 2010). Entonces se puede suponer que la cantidad de nitrógeno amoniacal que se produce es similar al nitrógeno orgánico que se degrada, esto con base al comportamiento del NT (Figura 3.16), en donde se aprecian ligeros cambios a partir del día 10 hasta el día 50, con respecto a la concentración inicial.

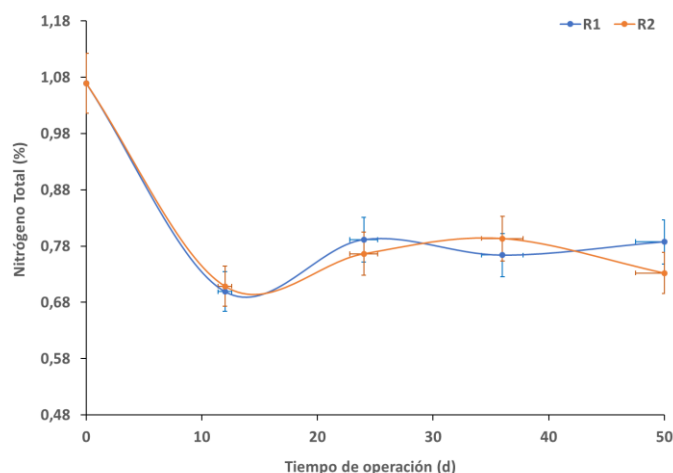


Figura 3.16 Nitrógeno Total en R1 y R2.

De acuerdo con Terreros (2014) la relación óptima de C/N se encuentra en el rango de 15 a 30. A pesar de la adición de la solución RAMM en el arranque se logró una relación de 7,1, por debajo de la recomendada; debido a que se encontró presente una concentración más alta de nitrógeno y una menor de MO en comparación con lo reportado en la tabla 3.5, correspondiente a la primera caracterización de este sedimento, que dio como resultado una relación C/N de 33,6 es decir 4 veces superior a lo obtenido en este experimento. En la figura 3.17 y 3.18 se ilustran las relaciones C/N durante la operación de los dos equipos, en donde se puede distinguir que en ambos casos la tendencia fue similar a la presentada por la MO, ésto puede explicarse por la baja concentración de NT en comparación con la MO; también es de esperarse que las gráficas vayan en descenso por el proceso de biodegradación que se lleva a cabo, en el caso de R1 incrementa nuevamente a partir del día 35 hasta el día 50, lo que puede atribuirse a la acumulación de compuestos intermedios..

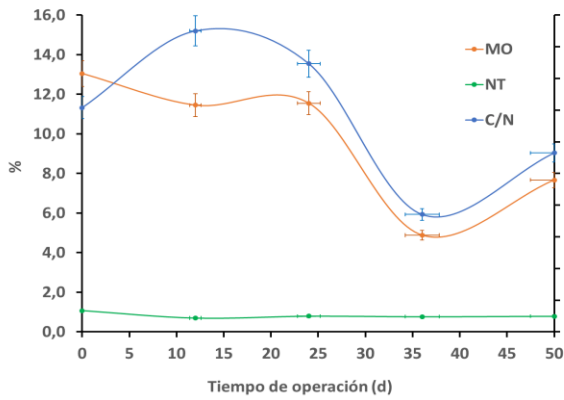


Figura 3.17 Comparativo de MO, NT C/N de R1

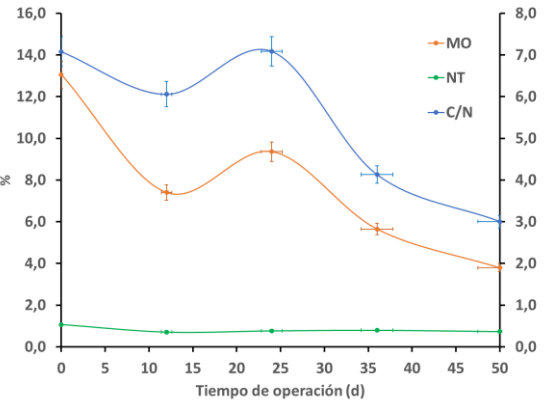


Figura 3.18 Comparativo de MO, NT C/N de R2

e) Demanda Bioquímica de Oxígeno. La degradación de DBO en los biorreactores se ilustran en la figura 3.19, cuya tendencia es similar a lo obtenido en DQO y NT. Al igual que la MO, la mayor conversión se da en los primeros 15 días.

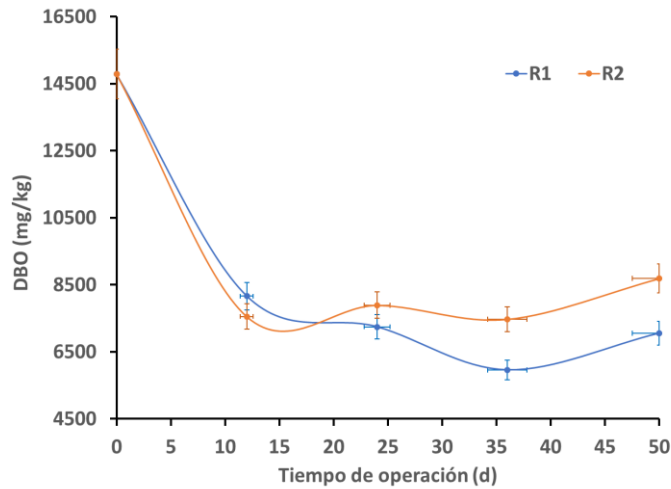


Figura 3.19 Degradación de DBO en biorreactores

Los resultados de DBO (Tabla 3.15) se encuentran dentro de los valores característicos en lodos, los cuales oscilan en un rango de 2.000 a 30.000 mg/L (Henze *et al.*, 2008); observándose la mayor remoción en R1 de manera similar a MO. El porcentaje de remoción de R1 fue cercano al reportado por Cárdenas

et al. (2012) para el mínimo que obtuvieron de 66%, bajo condiciones anaerobias en su reactor piloto biológico secuencial.

Tabla 3.15 Porcentaje de remoción de DBO

BIORREACTOR	DBO _i	DBO _f	% REMOCIÓN
R1	14.783,33	5.958,33	60%
R2	14.783,33	7.472,91	49%

f) Potencial de Hidrógeno. Al inicio de la operación se observó disminución en el valor de pH de 6.5 a 5.2, lo que fue señal del inicio de la digestión, con la etapa acidogénica. Para evitar la inhibición de los demás microorganismos presentes se corrigió el valor de pH con la adición de solución de fosfatos (Figura 3.20).

El pH promedio en el que se encontraron operando los biorreactores fue de 6.5, valor cercano al recomendado por Yinguang *et al.* (2007), quienes reportaron mayor producción de CH₄ con pH igual a 6 en su digestor de lodos activados. El dato más cercano a 6, coincide en el día 15, con el descenso reportado en los SVT y DQO.

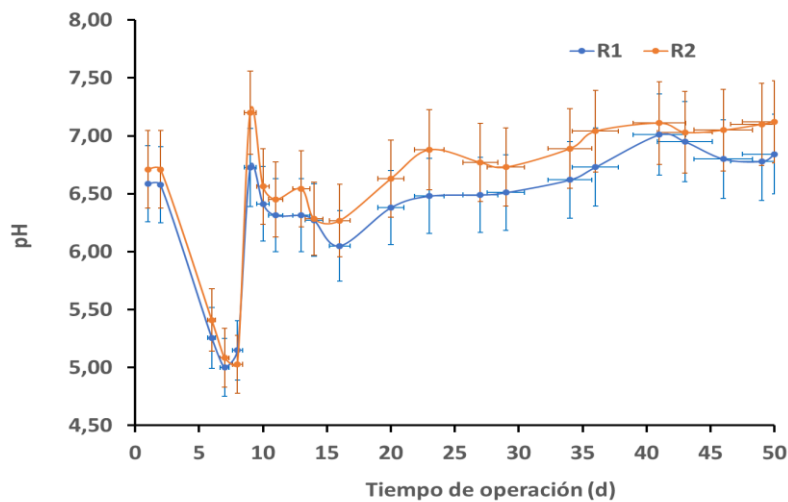


Figura 3.20 Dinámicas de pH

g) Producción de biometano. En la figura 3.21 se aprecia el aumento gradual de volumen de CH_4 durante los primeros 20 días, después se mantuvo constante en los siguientes 15 días, para dar su último incremento en el día 44, donde alcanzan su máxima producción de 18 mL en el R1 y 12 mL en el R2. La mayor producción de CH_4 en R1 se corresponde con las dinámicas (Figuras 3.13 y 3.19) y mayores remociones de MO y DBO (Tablas 3.14 y 3.15).

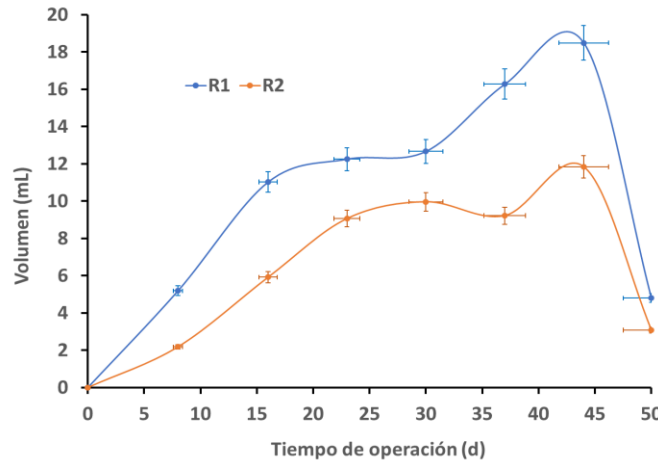


Figura 3.21. Producción semanal de CH_4

El volumen acumulado en el tiempo de operación se ilustra en la figura 3.22, el crecimiento de las curvas es similar hasta el día 30, momento en el que R2 baja su producción en los 20 días restantes, mientras que R1 continúa uniforme.

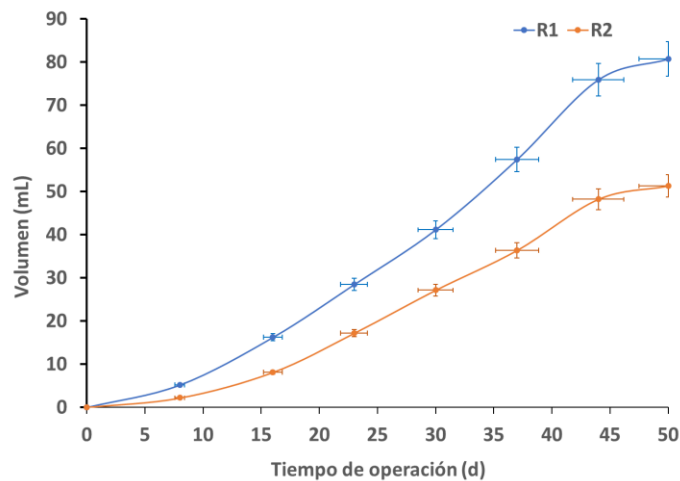


Figura 3.22 Volumen acumulado de CH_4

El CH₄ producido en el tiempo de operación alcanzó un máximo en el día 15 (Figura 3.23), lo cual coincide con el experimento a escala laboratorio, en donde se reportó un porcentaje de 30% para el R1 y de 25% para el R2; aunque menor en comparación con lo obtenido en la PBM, que se obtuvo una concentración del 40%, ésto es atribuible a la época del año en que se colectó la muestra y, a la cantidad de SVT iniciales reportados, de 27.2% contra 23%. Posterior al día 15 el descenso en la concentración de CH₄ fué paulatino y se aprecia más pronunciado en el día 50.

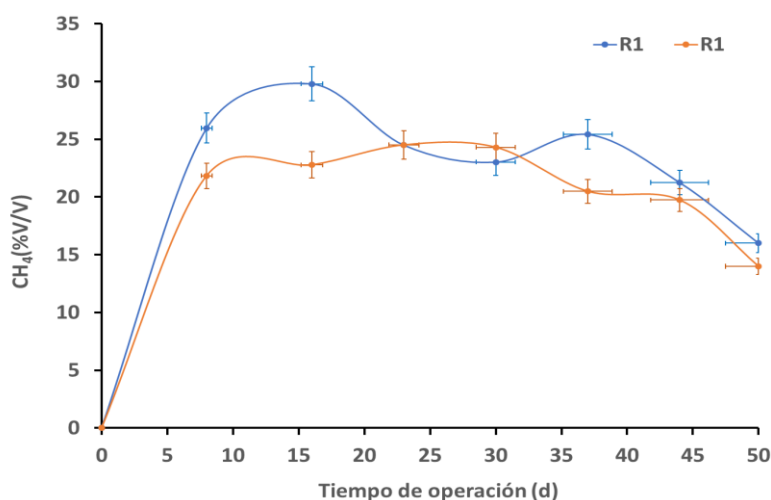


Figura 3.23. Porcentaje de producción de CH₄

Las figuras 3.24 y 3.25 muestran el volumen de CH₄ y CO₂ en los biorreactores, en este análisis se aprecia de una manera más clara la similitud entre los resultados arrojados en la experimentación a escala semipiloto por duplicado, siendo el CO₂ el compuesto predominante en el biogás producido.

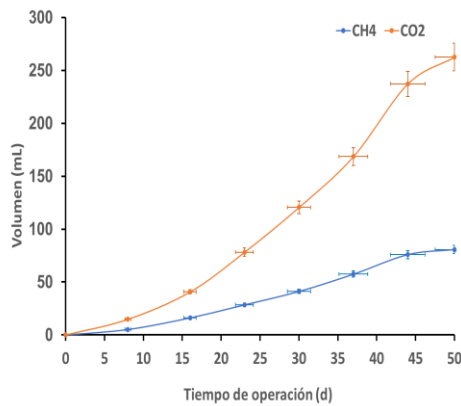


Figura 3.24 Volumen acumulado de CO₂ y CH₄ de R1

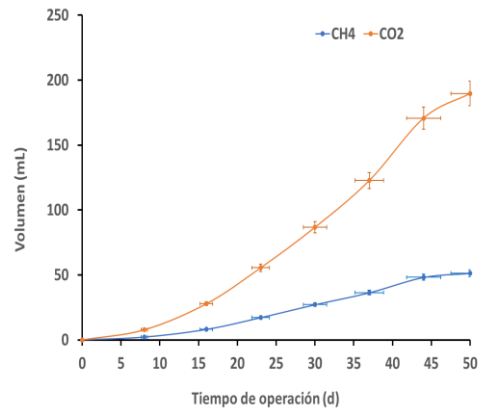


Figura 3.25 Volumen acumulado de CO₂ y CH₄ de R2

En la tabla 3.16 se resume los volúmenes acumulados registrados para cada biorreactor, en donde R1 tuvo una producción de CH₄ 59% mayor que R2. En el caso de R1, el volumen obtenido de CH₄ fue poco menos de la tercera parte del CO₂, ésto representó un mejor desempeño en comparación con el de R2, en donde el total de CO₂ fue casi cinco veces más que la producción de CH₄.

Tabla 3.16. Volumen de biogás producido por biorreactor

BIORREACTOR	BIOGÁS (mL)	CH ₄ (mL)	CO ₂ (mL)
R1	343	81	262
R2	292	51	241

3.6. EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA

La evaluación técnico-económica incluye las consideraciones que se hicieron para llevar a cabo el dimensionamiento de equipos principales y auxiliares de los escenarios propuestos, sus costos asociados de operación y la inversión necesaria para su compra. Algunos de los costos fueron facilitados por consultores que se dedican a dar servicio en diferentes ramos de la industria y a los gobiernos municipales del Estado de México.

3.6.1. Dimensionamiento para producción de biogás

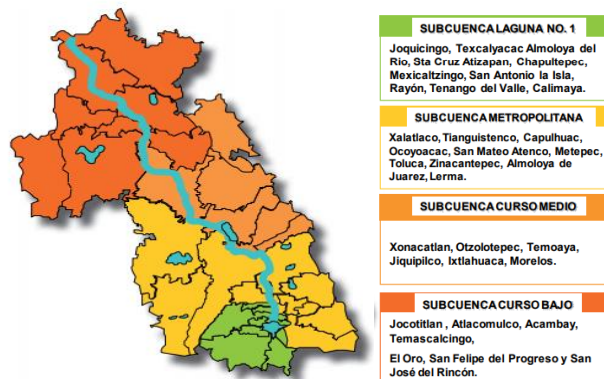
En este trabajo el proceso para la producción de biogás se consideró desde la obtención del lodo, utilizando para ello maquinaria como excavadoras, dragas, retroexcavadoras, entre otras. Acto seguido debe ser trasladado por camiones de volteo hasta las instalaciones del usuario ejemplo “Reciclagua”.

Posteriormente, el sedimento dispuesto pasará por un proceso de cribado antes de ingresar al biorreactor, en el que serán monitoreados la temperatura y el pH; una vez que se lleve a cabo la digestión, el biogás producido será captado para su compresión y almacenamiento en espera de ser requerido por el usuario final. A continuación, se describe cada una de las etapas requeridas:

- a) Desazolve. El proceso de deterioro ambiental en la parte alta de la cuenca se asocia principalmente a la deforestación; en los terrenos con poca o nula cobertura vegetal los suelos quedan expuestos a la erosión hídrica, lo que genera el arrastre de grandes cantidades de material que se deposita en los cauces en forma de azolve. El retiro de este material permite el correcto funcionamiento del régimen hidrológico de la cuenca evitando desbordamientos que a su vez acarrearán daños, ya sea en zonas agrícolas afectando a los

cultivos o, en zonas pobladas, deteriorando bienes materiales y con el riesgo de que se generen condiciones insalubres (SAOP, 2011).

El servicio de desazolve se realiza a lo largo de la CARL, en su recorrido por los 33 municipios del Estado de México. El organismo encargado de ejecutar esta actividad es la Subcuenca del río Lerma, la cual se divide como se describe a continuación: Subcuenca Laguna No.1, Subcuenca Metropolitana, Subcuenca del Curso Medio y en Subcuenca del Curso Bajo. El río Verdiguél, caso de estudio, pertenece a la Subcuenca Metropolitana, el seccionamiento mencionado se ilustra en la figura 3.26 (GEM, 2017)



Fuente: GEM (2007)

Figura 3.26 División de la Subcuenca del río Lerma

El Gobierno del Estado de México invierte una vez al año en esta tarea, la cual puede durar un promedio de dos a tres meses, dependiendo de la distancia y de las condiciones del lugar; previamente se efectúan estudios topográficos que permiten determinar la profundidad a la que intervendrá la maquinaria. Los lodos retirados son colocados en la orilla del cauce, y estos se secan a la intemperie, con el paso de los días comienza a crecer vegetación en ellos.

La tecnología que se emplea para este fin, son palas mecánicas, retroexcavadoras, excavadoras y camiones de volteo, entre otros, con un desempeño de 260 m³ por día en promedio. Debido a que el servicio de

desazolve se realiza una vez al año no se ha considerado un costo por este concepto; en la figura 3.27 y 3.28 se muestran ejemplos del desarrollo de esta labor.



Fuente: SAOP (2010)

Figura 3.27 Desazolve del Río Lerma en el municipio de Ixtlahuaca



Fuente: SAOP (2010)

Figura 3.28 Desazolve de los drenes de Los Bañitos

- b) Traslado. La transferencia del sedimento dispuesto a las instalaciones del usuario ha sido considerada por medio de camiones de volteo, de 7 m³ de capacidad, con un costo de \$600,00 por viaje con una distancia máxima de 20 km; el cual se realizaría una vez por mes. Delegando a los propietarios de los vehículos, los costos de mantenimiento, refacciones y operación
- c) Cribado. Una vez recibido el sedimento es canalizado a una criba, en donde es acondicionado con el objetivo de retirar cuerpos extraños y homogeneizar antes de ingresar al reactor. El cribado es considerado como un tratamiento primario.

El equipo seleccionado es una criba marca ROLLIER, modelo FLIP FLOP MFX 60 200 I, la cual tiene un costo de \$10.500 (diez mil quinientos pesos 00/100 MN.) (Figura 3.29) (Rollier, 2017), recomendado para residuos pegajosos, cuenta con vibración lineal con chasis móvil interno, mallas de poliuretano altamente flexibles y resistentes, así como áreas de cribado de hasta 12 m² en acero inoxidable.



Figura 3.29 Criba Rollier Flip Flop, serie MFX

d) Reactor. El reactor fue diseñado con apoyo del manual de diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: reactores anaerobios de flujo ascendente de CONAGUA. Las ecuaciones empleadas se citan en el Anexo D1 y los criterios considerados para su dimensionamiento se resumen en la tabla 3.17.

Tabla 3.17 Dimensionamiento del reactor de flujo ascendente

CRITERIOS DE DISEÑO	Valor	Unidad
Volumen útil reactor (V)	1.000	m ³
Volumen real reactor (V)	1.429	m ³
Altura (H)	6	m
Diámetro	17,4	M
Área (A)	238,1	m ²
Flujo (Q)	100	m ³ /h
Velocidad de ascenso	0,6	m/h
Tiempo de Retención de Sólidos (TRS)	30	D
Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	10	H
Carga Orgánica Volumétrica (COV)	0,15	kg/m ³ d
Concentración de DQO en el influente (So)	1,5	kg/m ³

La producción de biometano fue estimada considerando una base mensual y un TRS de 30 días, tiempo recomendado para reactores que operan con control de temperatura. Los criterios de diseño para para dicho dimensionamiento se enlistan en la tabla 3.18.

Tabla 3.18 Estimación de generación de biometano

CRITERIOS DE DISEÑO	Valor	Unidad
Carga de DQO convertida a CH ₄ (DQO _{CH4})	1.175,00	kg DQO CH ₄ /d
Flujo (Q)	1.000,00	m ³ /mes
Concentración de DQO en el influente (S _o)	1,500	kg/m ³
Concentración de DQO en el efluente (S)	0,07	kg/m ³
Coefficiente de producción de sólidos en el sistema (Y _{abs})	0,17	kgDQOlodo/kgDQO aplicada
Producción de CH ₄ volumétrico (Q _{CH4})	647,83	m ³ /mes
Factor de corrección de temperatura de operación K(t)	1,81	kgDQO/m ³
Presión	0,70	Atm
DQO correspondiente a una mol de CH ₄ (K _{DQO})	64,00	goa/mol
Constante del gas (R)	0,08206	atm L/mol K
Temperatura de operación (T)	301,00	K

e) Bomba. La bomba dimensionada para la recirculación durante la operación de los biorreactores es marca Evans con una potencia de motor de 10 hp y 1.750 rpm, trifásica 440V, 4 Polos, 10 m de cable, impulsor de vórtice. Trabaja con un flujo óptimo de 2.300 lpm, es recomendada para plantas de tratamiento, desahogo de fosas sépticas, desagüe de estacionamientos subterráneos. (Figura 3.30).



Figura 3.30 Bomba de recirculación de lodos

f) Compresor. El equipo seleccionado, se encuentra en función del flujo de biogás. Es un compresor tipo tornillo rotativo de 5 hp, con capacidad de 21 CFM y 125 psi, marca KAESER, incluyendo un Filtro de línea para retención de partículas con dren electrónicos de condensados Eco Drain 31F y un tanque galvanizado de 150 L para una presión máxima de 230 psi (Figura 3.31), con un precio total de \$ 10.343 (Diez mil trescientos cuarenta y tres pesos 00/100 MN.)



Figura 3.31 Compresor de biogás

3.6.2. Escenarios de aprovechamiento

Se consideraron dos escenarios de aprovechamiento, el primero comprende la producción de energía eléctrica con una microturbina, mientras que el segundo escenario consiste en alimentar los hornos de incineración de la PTAR “Reciclagua”:

a) Escenario 1. Una vez almacenado el biogás es enviado a una caldera como fuente de calor para la generación de vapor de agua para la alimentación a la microturbina, la cual es encargada de generar energía eléctrica (Cengel & Boles, 2009), cerrando el ciclo, al reincorporar los condensados al deareador (Figura 3.32).

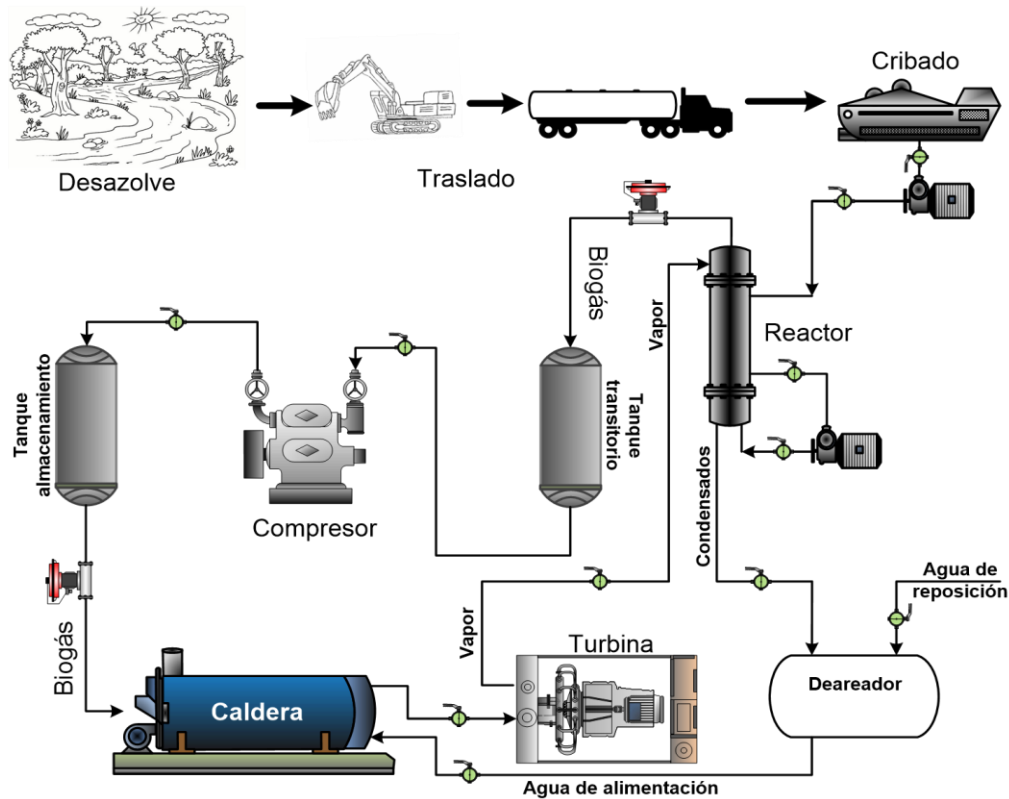


Figura 3.32. Diagrama esquemático de generación de energía eléctrica con biometano

De acuerdo a las especificaciones de micro turbinas, la presión de vapor mínima requerida para la generación de energía eléctrica es de 2 kg/cm^2 en condiciones de saturación (DTC, 2017). Adicional se ha considerado una caldera marca Cleaver Brooks apropiada a los requerimientos de presión y temperatura para la generación de vapor y la respectiva bomba de alimentación marca Evans de 5 hp.

Es importante mencionar que no existen en el mercado una micro turbina para el flujo de vapor generado ($33,63 \text{ kg/h}$) con el biogás producido estimado del reactor diseñado ($1,22 \text{ kg/h}$), por lo que la microturbina para este trabajo requirió ser dimensionada; para lo cual se utilizaron los criterios que se muestran en la tabla 3.19, donde el poder calorífico es de 41.041 kJ/m^3 para

gas natural con un contenido de 93% de CH₄ (SENER, 2014). En la ecuación 3.1 se detalla la estimación de la energía disponible.

$$\text{Energía disponible} = \text{Poder Calorífico CH}_4 * \text{flujo de CH}_4 \quad (\text{Ec. 3.1})$$

$$\text{Energía disponible} = 59.878,0 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} * 1,22 \frac{\text{kg CH}_4}{\text{h}} = 73.101,3 \frac{\text{kJ}}{\text{h}}$$

Tabla 3.19 Criterios para la estimación de generación de vapor

PARÁMETROS	VALOR	UNIDAD
Poder Calorífico CH ₄ (PC CH ₄)	59.878,0 ^a	kJ/kg
Entalpía vapor 2 kg/cm ²	2.173,67 ^b	kJ/kg
Flujo CH ₄	1,22	kg/h
	0,89	m ³ /h
Densidad CH ₄	0,737 ^c	kg/m ³
Energía disponible	73.101,3	kJ/h
Flujo vapor	33,63	kg/h

Fuente:^aSENER, 2014; ^bSPIRAX SARCO, 2017; ^cGASNAM, 2017.

La especificación técnica del dimensionamiento de una microturbina tiene que ver básicamente con la potencia de energía eléctrica que es capaz de generar, de manera que considerando para este trabajo una eficiencia del 40% (Cengel & Boles, 2009) fue igual a 8,1 kW (Ec. 3.2). Equipos de esta potencia son equivalentes a la capacidad de plantas de emergencia.

$$\text{Potencia} = \frac{\text{Energía disponible} * \text{Eficiencia}}{3.600 \text{ s} \frac{\text{kJ/s}}{\text{kWh}}} \quad (\text{Ec. 3.2})$$

$$\text{Potencia} = \frac{73.101,3 * 0,4}{3.600} = 8,1 \text{ kW}$$

b) Escenario 2. Actualmente, Reciclagua dispone los lodos provenientes del tratamiento de agua residual en un horno para su incineración, el cual es alimentado con Gas LP, bagazo de caña y cascara de café. En este caso se

propone reemplazar el uso de Gas LP por el biometano producido como se muestra en la figura 3.33, lo que representaría un ahorro para la PTAR.

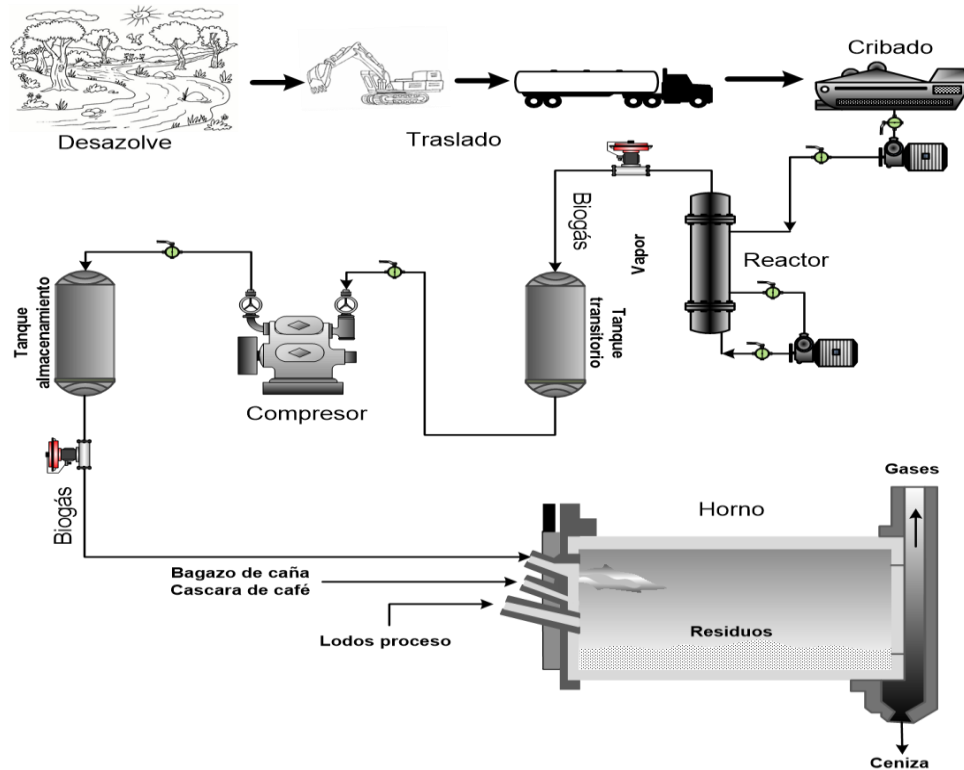


Figura 3.33. Diagrama esquemático de la generación de biogás para la incineración de lodos.

3.6.3. Estimación de costos.

En este subapartado se desglosan los costos de inversión y operación para cada uno de los escenarios, así como los ahorros energéticos y económicos:

- a) Escenario 1. En este apartado se incluyen los costos correspondientes a la compra de equipos (Tabla 3.20), así como los asociados a la operación (Tabla 3.21), considerando que el sistema estará operando los 365 días del año las 24 horas del día. En la estimación del costo del biorreactor se utilizó como referencia un proyecto de SEMARNAT que consiste en la instalación de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales del municipio de Penjám, Guanajuato con dimensiones similares al diseñado en este trabajo. La

inversión para la compra del equipo y su instalación fué de \$825.000,00 (ochocientos veinticinco mil pesos 00/100 MN) (SINAT, 2017).

Para el costeo de la micro turbina de 8,1 kW se consideró la información proporcionada por un consultor externo, de \$21.600 (veintiún mil seiscientos pesos 00/100 M.N.) por kW para un equipo de 633 kW, de manera que la micro turbina representa un costo de inversión de \$174, 960.00 (ciento setenta y cuatro mil novecientos sesenta pesos 00/100).

Tabla 3.20 Costo de inversión de equipos

EQUIPOS	MARCA	CAPACIDAD	COSTO (\$)
^a Criba	Rollier	3	10,500
^b Reactor			825,000
^c Compresor	Kaeser	6.7	10,343
Turbina			174,960
^d Bomba recirculación	Evans	10 hp	82,986
^d Bomba caldera	Evans	5 hp	7,600
Caldera	Cleaver Brooks		15,600
Total			1.126.989

Fuente: ^aRollier, 2017; ^bSINAT, 2017; ^cKAESER, 2017; ^dEVANS, 2017

Los costos de operación de los equipos que requieren energía eléctrica fueron determinados extrapolarando las horas de operación con base anual, además de precios promedio de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) (2017) en tarifa horaria y de media tensión (H-M), la cual está conformada por cargos de energía en horario base, intermedio y punta, además de demanda facturable (Anexos D3 y D4). Del total de horas por año se consideraron 33,47% horas base, 57,58% horas intermedio y 8,95% horas punta, los valores estimados se presentan en la. Tabla 3.21

Tabla 3.21 Costos de operación

EQUIPOS	POTENCIA INSTALADA	CONSUMO DE ENERGÍA	TOTAL
	KWa	kWh/año	\$
Criba	3	864,0	90.91,22
Bomba de recirculación	13,4	11.7426,3	186.077,67
Compresor de biogás	6,7	58.713,0	93.038,83
Bomba alimentación caldera	6,7	58.713,1	93.038,83
TOTAL	29,8	235.716.5	381.246,55

Fuente: CFE, 2017

También se realizó el análisis de las toneladas de CO₂ por la operación de la nueva maquinaria, usando un factor de 400 g de CO₂ por cada kWh generado con gas natural, combustible utilizado en la Termoeléctrica del Valle de México de CFE, dando un total de 94 Ton CO₂ al año, como se calcula mediante la ecuación 3.3 (SEMARNAT, 2015).

$$Ton_{CO_2/año} = 400gCO_2 \times kWh_{año} \times \frac{1kg}{1000g} \times \frac{1Ton}{1000kg} \quad (\text{Ec. 3.3})$$

$$Ton_{CO_2/año} = 400gCO_2 \times 235.716,5 kWh_{año} \times \frac{1kg}{1000g} \times \frac{1Ton}{1000kg} = 94,29Ton_{CO_2/año}$$

Utilizando los mismos criterios que en los costos de operación, se estimaron los ahorros por la generación de energía eléctrica con la micro turbina y el biogás como combustible (Tabla 3.22).

Tabla 3.22 Ahorro por generación de energía eléctrica

EQUIPOS	POTENCIA INSTALADA	AHORRO DE ENERGÍA	TOTAL
	kW	kWh/año	\$(MN)
Micro turbina	8,12	71.152,00	203.881,71

Debido a que la generación de energía eléctrica es mediante un recurso renovable, no se contemplaron emisiones de CO₂., por lo que se calculó la diferencia de energía (Ec. 3.4) y posteriormente su equivalencia (SEMARNAT, 2015) mediante la ecuación 3.5, dando como resultado que todavía se emitirían 66 Ton CO₂. Es decir, que la carga eléctrica requerida para la producción de biogás es mayor que la energía generada, por la quema del combustible.

$$\text{Energía no abastecida por biogás} = \text{Energía requerida de operación} - \text{Energía generada con biogás} \quad (\text{Ec. 3.4})$$

$$\text{Energía NO abastecida por biogás} = 235.716,5 - 71.152 = 164.564,5 \text{ kWh}$$

$$\text{Ton}_{CO_2} \text{ en contra/año} = 400gCO_2 \times 164.564,5kWh_{\text{año}} \times \frac{1kg}{1000g} \times \frac{1Ton}{1000kg} \quad (\text{Ec. 3.5})$$

$$\text{Ton}_{CO_2} \text{ en contra/año} = 65,82 \text{ Ton}_{CO_2/\text{año}}$$

- a) Escenario 2. Considerando los equipos para el Escenario 1; con excepción de la microturbina, la caldera y su bomba de alimentación, los costos de inversión para la generación de biogás serían los que se concentran en la tabla 3.23.

Tabla 3.23. Inversión de equipos

EQUIPOS	MARCA	CAPACIDAD	COSTO (\$)
^a Criba	Rollier	3 kW	10.500,0
^b Reactor			825.000,0
^c Compresor	Kaeser	6.7 kW	10.343,37
^d Bomba recirculación	Evans	10 hp	82.986
Total			928.829,37

Fuente: ^aRollier, 2017; ^bSINAT, 2017; ^cKAESER, 2017; ^dEVANS, 2017

En la tabla 3.24 se enlistan los costos por concepto de consumo de energía eléctrica durante el tiempo de operación con base anual (Anexos D3 y D4). Considerando los mismos criterios que en el Escenario 1 con la ecuación 3.5 y

el total de consumo de energía (177.003,4 kWh/año), se determinaron 70,80 Ton CO₂/ año que se emitirían por la generación de biogás.

$$Ton_{CO_2} \text{ en } \frac{\text{contra}}{\text{año}} = 400gCO_2 \times 177.003,4kWh_{\text{año}} \times \frac{1kg}{1000g} \times \frac{1Ton}{1000kg} \quad (\text{Ec. 3.5})$$

$$Ton_{CO_2} \text{ en contra/año} = 70,80 Ton_{CO_2/\text{año}}$$

Tabla 3.24. Costos de operación

EQUIPOS	POTENCIA INSTALADA kW	CONSUMO DE ENERGÍA kWh/año	TOTAL (\$)
Criba	3,0	864,0	9.091,22
Bomba de recirculación	13,4	117.426,3	186.077,67
Compresor de biogás	6,7	58.713,0	93.038,83
TOTAL	23,1	177.003,4	288.207,72

El ahorro económico se calculó haciendo uso de la estimación de energía anual disponible, es decir, con el producto del volumen de CH₄ que se generaría al año y con el poder calorífico del CH₄ (Tablas 3.18 y 3.19); en la ecuación 3.6 se muestra el cálculo, incluyendo los factores de conversión pertinentes.

$$\text{Energía disponible} = PC_{CH_4} \times \rho_{CH_4} \times \text{Producción}_{\text{mes}}^{CH_4} \times 12 \frac{\text{meses}}{\text{año}} \quad (\text{Ec. 3.6})$$

$$\text{Energía disponible} = 59,878 \frac{kJ}{kg} \times 0,737 \frac{kg}{m^3} \times 647,8 \frac{m^3 CH_4}{\text{mes}} \times 12 \frac{\text{meses}}{\text{año}} \times \frac{1TJ}{1 \times 10^9 kJ} = 0,34 \frac{TJ}{\text{año}}$$

Después se procedió a calcular las toneladas de gas LP equivalentes a esa cantidad de energía disponible al año, tal como se puede observar en la ecuación 3.7.

$$Tongas_{lp} \text{ equivalente} = \frac{\text{Energía disponible}}{PC_{gas_{lp}}} \times \frac{1 \times 10^9 kJ}{1TJ} \times \frac{1 Ton}{1.000 kg} \quad (\text{Ec. 3.7})$$

$$Tongas_{lp\ eq} / año = 0,34 \frac{TJ}{año} \times \frac{1\ kg}{49.680\ kJ} \times \frac{1 \times 10^9 kJ}{1TJ} \times \frac{1\ Ton}{1.000\ kg} = 6,9 \frac{Tongas_{lp\ eq}}{año}$$

Finalmente, utilizando un costo de \$18 por kilogramo de gas LP se determinó cual sería el ahorro que tendría el usuario ejemplo “Reciclagua” de sustituir este combustible en sus hornos de incineración por el biometano generado. En la ecuación 3.8 se desarrolla el cálculo.

$$Ahorro \left(\frac{\$}{año} \right) = \frac{Tongas_{lp}}{año} \times \frac{Costo (\$)}{kg\ gas\ lp} \times \frac{1.000\ kg}{1\ Ton} \quad (Ec. 3.8)$$

$$Ahorro \left(\frac{\$}{año} \right) = 6,9 \frac{Tongas_{lp}}{año} \times 18,00 \frac{\$}{kg} \times \frac{1.000\ kg}{1\ Ton} = \frac{\$124.298}{año}$$

El ahorro económico asciende a una cantidad de \$124.298,00 (ciento veinticuatro mil doscientos noventa y ocho pesos 00/100 MN.) por año. También se estimó las emisiones que se evitarían de quemar biometano en lugar de gas LP, utilizando el factor de emisión correspondiente. Esta estimación se realizó con apoyo de la ecuación 3.9, obteniendo como resultado 21,54 Ton CO₂ al año (SMA, 2013).

$$Ton_{CO_2/año} = Energía\ disponible \times Factor\ de\ emisión \times \frac{1Ton}{1000kg} \quad (Ec. 3.9)$$

$$Ton_{CO_2/año} = 0,34 \frac{TJ}{año} \times 63.100 \frac{kg}{TJ} \times \frac{1Ton}{1000kg} = 21,54\ Ton_{CO_2/año}$$

De igual forma se efectuó el análisis de la diferencia de las emisiones evitadas con las emitidas por la instalación de los nuevos equipos haciendo uso de la ecuación 3.10, lo que arrojó como resultado que se generarían 49,4 Ton CO₂ al año si se ejecutará este escenario a gran escala.

$$Ton_{CO_2/año\ en\ contra} = 70,8 - 21,6 = 49,2\ Ton_{CO_2/año} \quad (Ec. 3.10)$$

Los criterios, así como los parámetros empleados para el desarrollo de las ecuaciones se resumen en la tabla 3.25.

Tabla 3.25 Criterios de estimación para la sustitución de Gas LP

PARÁMETROS	VALOR	UNIDADES
Volumen CH ₄	647,83,00	m ³ /mes
Poder Calorífico CH ₄	59.878,00	kJ/kg
Densidad CH ₄	0,74	kg/m ³
Energía disponible	0,34	TJ/año
Poder Calorífico Gas LP	49.680,00	kJ/kg
Ton Gas LP eq	6,90	Ton /año
Costo Gas LP	18,00	\$/kg
Ahorro económico	124.298,20	\$/año
Factor de emisión	63.100,00	kg/TJ
Emisiones evitadas	21,60	Ton/año

CONCLUSIONES

Las diferencias determinadas entre los resultados fisicoquímicos de este estudio y los de caracterizaciones previas, muestran la importancia de monitorear periódicamente la Cuenca Alta del Río Lerma, por lo menos en lo que a sedimentos se refiere.

La diferencia entre los valores de los parámetros fisicoquímicos en los sedimentos muestreados sugiere que se requiere una zonificación más detallada que la reportada en trabajos previos.

La concentración de metales pesados presente en los lodos no es perjudicial para la actividad microbiana anaerobia.

La presencia de compuestos lignocelulósicos mayoritaria con respecto a la concentración de MO dio lugar a una digestión anaerobia lenta y con poca generación de CH_4 .

Considerando la relación C/N sugerida por estudios previos, los sedimentos aptos para ser utilizados como sustrato en un reactor de digestión anaerobia fueron los puntos 2 (Autopista México-Toluca) y 5 (Entrada a la presa Álzate, Temoaya); mientras que las pruebas del PBM señalaron al punto 4 (Río Verdiguél) como el mayor productor de CH_4 .

La AME y el PBM para los lodos utilizados en este trabajo se ubican alrededor de los reportados para lodos cloacales y lodos de PTAR con FORSU, aunque son bajos al ser comparados con lodos de la industria de alimentos y bebidas.

La diferencia de la composición del biogás ente las pruebas metanogénicas y el experimento a escala semipiloto se puede atribuir a la diferencia en la concentración de SVT por la época del año en que se realizó el muestreo para cada prueba.

La generación de biometano proveniente de los lodos del Río Lerma, bajo las condiciones consideradas en este trabajo, no es suficiente para justificar un proyecto a gran escala, debido a que se derivan gastos de operación superiores a los beneficios, además de generar un impacto ambiental negativo en los dos escenarios propuestos.

REFERENCIAS

Acosta, Y. (2013). Degradación fotocatalítica heterogénea de contaminantes orgánicos en el agua. Universidad Autónoma de Querétaro. C.U. Santiago de Querétaro, Querétaro.

Adani, F.; Calcaterra, E.; Malagutti, L. (2001). Preparation of a test for estimating biogas production from pretreated urban waste. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001. CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cagliari, Italia. pp. 571-578.

Akunna, J. C., Hazan, K., Kerr, K. (2007). Methodology for Estimating the Methane Potential of a Closed Landfill. Waste Technology and Management. University of Abertay Dundee Bell Street, Dundee DD1 1HG, United Kingdom (35). pp. 3: 10-20.

APHA; AWWA; WPCF. (1992). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF). Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones de Santos. Madrid, España. pp. 720

Amorena, A. (2001). Biometanización de fangos, estabilización e higienización. Servicios de la Comarca de Pamplona, S.A. Navarra, España.

Anderson, G.; Yang, G. (1992). Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digestion using a simple titration. Water Environment. Resource. 64, pp. 53-59.

Andrés, F. (2012). Generación de energía eléctrica a partir de producción de biogás. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F. pp. 25

Aquino, S.; Chernicharo, C.; Foresti, E.; Florencio, M.; Monteggia, L. (2007). Metodologías para determinar la Actividad Metanogénica Específica (AME) en lodos anaeróbicos. Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Argentina .12 (2). pp.192-201.

Arogo, O. J.; Wen, Z.; Ignosh, J.; Bendfeldt, E.; Collins, E. R. (2009). Biomethane Technology. Virginia Cooperative Extension, Publication. pp. 442-881

Arvizú, J.L.; Huacuz, J.M. (2003). Evaluación del potencial energético de los rellenos sanitarios. Instituto de Investigaciones Eléctricas. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica. vol. 1, núm. 1.

Barlaz, M.A.; Schaefer, D.M.; Ham, R.K. (1997). Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a simulated Sanitary Landfill. Applied and Environmental Microbiology. U.S.A. vol. 55, núm. 1., pp. 55-65.

Barceló, Q. (2008). El problema ambiental de la Cuenca Alta del Río Lerma y la presa José Antonio Álzate: su importancia en el área química y fisicoquímica ambiental. Ed. Aleph. Suplemento Ambiental. México, D.F. año 12, vol. 4

Bertanza, G.; Cavallar, S.; Collivignarell, C.; Avanz, P. (2001). Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.Cagliari, Italia. pp. 179–188.

Cárdenas, C.; Yabroudi, S. C.; Benítez, A.; Páez, K.; Perruolo, T.; Angulo, N.; Araujo, I.; Herrera, L. (2012). Desempeño de un reactor biológico secuencial (RBS) en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Universidad Nacional de Colombia. Revista Colombiana de Biotecnología. vol. XIV, núm. 2, pp. 111-120.

Carreño, M. C. (2008). Presencia y distribución de los compuestos orgánicos persistentes en agua y sedimento del curso alto del río Lerma. Tesis doctoral. Facultad de Ingeniería y Centro Interamericano de Recursos Del Agua. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México.

Castro, C.; Valverde, M.; Paredes, O. (2009). Biocombustibles: biomasa lignocelulósica y procesos de producción. Ideas concyteg. Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Guanajuato. año 4, núm. 54. pp. 1246-1270.

CCRL. (2015). Diagnóstico de la Cuenca del Rio Lerma. Publicado por la Comisión de la Cuenca del Rio Lerma (CCRL). Consultado el 31 de Enero 2015. <http://cuencalerma.edomex.gob.mx/diagnostico>

Cengel, Y.; Boles, M. (2009). Termodinámica, sexta edición. Ed. Mc. Graw Hill. México, D.F.

CFE. (2017). Conoce tu tarifa. Consultado el 28 de Noviembre de 2017. Disponible en <http://www.cfe.gob.mx/Industria/ConoceTuTarifa/Paginas/eligeesquema.aspx>

Chernicharo, C. (1997). Principios de tratamiento biológico de aguas residuarias; reatores anaerobios. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. vol. 5.

CNA. (2002). Comisión Nacional del Agua (CNA). “Programa Hidráulico Regional 2000-2006”. Primera edición. México, D.F. Consultado el 30 de Marzo de 2017. Disponible en

http://redlerma.uaemex.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=38&Itemid=20

(disponible 21 de noviembre de 2007).

Colomer, F.J.; Carlos, M.; Gallardo, A.; Bovea, M.D.; Herrera, L. (2009). Biometanización a partir de lodos de EDAR y rechazos de planta de compostaje. Universitat Jaume I. España.

CONAGUA. (2011). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. Consultado el 20 de Noviembre de 2017. Disponible en <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro28.pdf>

CONAGUA. (2012). Atlas del agua en México. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. Consultado el 30 de Mayo del 2017. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-36-12.pdf>

CONAGUA. (2015). Atlas del agua en México. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. Consultado el 20 de Febrero de 2017. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/ATLAS2015.pdf>

CONAGUA (2016). Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco participa en Reto Mundial del Agua 2016. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Consultado 26 de Junio de 2017. Disponible en

<http://www.gob.mx/conagua/articulos/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-atotonilco-participa-en-reto-mundial-del-agua> 2016.

Coombs, J. (1990). The present and future of anaerobic digestion. Anaerobic digestion: a waste treatment technology. Ed. Wheatley, A. Critical reports on applied chemistry. Elsevier Applied. Science. London. pp. 93-138.

Cossu, R.; Laraia, R.; Adani, F.; Raga, R. (2001): Test methods for the characterization of the biological stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU Directive. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 545–554.

Dávila, G.; Vázquez, R. (2006). Enzimas ligninolíticas fúngicas para fines ambientales. Instituto de Biotecnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Mensaje Bioquímico. vol. XXX.

Desiana, D.; Setiadi, T. (2009). Effect of Ozonation and Sonication on Biochemical Methane Potential of Biosludge from Textile Mill Effluent. Water, Air & Soil Pollution: Focus journal.

Díaz, M.C.; Espitia, S.E.; Molina, F. (2002). Digestión anaerobia, una aproximación a la tecnología. Instituto de Biotecnología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

DOF. (2010). NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la federación (DOF) el 30 de Diciembre de 2010.

México, D.F. Consultado el 22 de Noviembre de 2017. Disponible en http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010

DOF. (2017). Reformas en el Artículo 31 y Artículo 34, inciso XII, de la Ley del Impuesto sobre la Renta. Consultado el 30 de Noviembre de 2017. Disponible en <http://www.senado.gob.mx/index.php?ver=cp&mn=4&id=71817>

DTC. (2017). Productos-microturbinas. Consultado el 08 de Diciembre de 2017. Disponible en <http://www.dtc.mx/productos-c1z45>

Dunlop, L.; Chang, Ch.S.T. (1980). Cellulose degradation. In: Utilization and recycle of agricultural wastes and residues. CRC Press. Boca Ratón. U.S.A. pp. 20-59

Ekama, G.; Wentzel, M. (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Published by IWA Publishing. London, UK

Enríquez, V. (2007). Variación del índice de la calidad del agua del Curso Alto del Río Lerma. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México.

EVANS. (2017). Tienda oficial en línea. Consultado el 06 de Diciembre de 2017. Disponible en <https://www.evans.com.mx/>

Eyzaguirre, J. (2000). Lignocellulose biodegradation. Enzyme structure and function. Redes internacionales. Consultado el 15 de Noviembre de 2017. Disponible en [www. Bio.puc.cl/profs/jeyzag/jeyzag1.htm](http://www.Bio.puc.cl/profs/jeyzag/jeyzag1.htm).

Fernández, J.; Beascoechea, E. de M.; Muñoz, J. de M.; Fernández, M.D. (2014). Métodos Analíticos para aguas residuales. Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación. Editan Ayuntamiento de Lorca, Universidad Politécnica de Madrid, Fundación Global Nature. Obra social. Madrid, España.

Flores, D. (2011). Biometanización de residuos sólidos urbanos por adición de lixiviados de alta carga orgánica en régimen mesófilo. Tesis de maestría. Facultad de Biología MCIA, Universidad Michoacán de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.

Gallegos M., Celis L., Razo E. (2009). Competencia por sustrato durante el desarrollo de biomasa sulfatorreductora a partir de un lodo metanogénico en un reactor UASB. Revista internacional de contaminación ambiental. 26(2), pp. 109-117. Consultado el 20 de diciembre de 2016. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000200002&lng=es&tlng=es.

GASNAM. (2017). Tabla de equivalencias. GASNAM, Asociación Ibérica de Gas Natural para la Movilidad. Consultado el 20 de Noviembre de 2017. Disponible en: http://gasnam.es/wp-content/uploads/2016/02/Tabla_equivalencias_GASNAM_SEDIGAS.pdf

GEM (2017), Comisión de la Cuenca del Río Lerma. Ed. Gobierno del Estado de México. Consultado el 24 de Noviembre de 2017. Disponible en www.cuenca Lerma.edomex.gob.mx

Gerardi, M. (2003). The microbiology of Anaerobic Digester. Wiley Interscience. A John Wiley & Sons, Inc., Publication ISBN: 0-471-20693-8. New Jersey, USA.

Gómez, F. (2008). Métodos secuenciales de pretratamiento químico y enzimático de residuos agrícolas para la producción de metano. Tesis de maestría en ciencias aplicadas. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. San Luis Potosí, San Luis Potosí.

Gómora, J.C. (2014). Obtención de biohidrógeno y de biometano a partir de residuos orgánicos y comparación de sus rendimientos. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México.

Gourdon, R.; Vermande, P. (1987). Effect of propionic acid concentration on anaerobic digestion of pig manure. *Biomass*, 13 (1), 1-12. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(87\)90066-7](https://doi.org/10.1016/0144-4565(87)90066-7). Consultado el 30 de Junio de 2017. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0144456587900667>).

Guerra, R.; González, S.; Trupiano, A.; Figueroa, M.; Seghezzo, L.; Cuevas, C. (2000). Perfiles de Actividad Metanogénica específica en un reactor UASB (Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente y manto de lodos) utilizados para el tratamiento de líquidos cloacales presedimentados. Universidad Nacional de Salta. Consejo de Investigación-INENCO. Laboratorio de Estudios Ambientales. Buenos Aires, Argentina.

Hadar, Y.; Kerem, Z.; Gorodecki, B. (1993). Biodegradation of lignocellulosic agricultural wastes by *Pleurotus ostreatus* Otto Warburg Center for Biotechnology in Agriculture. Faculty of Agriculture. The Hebrew University of Jerusalem. Rehovot, Israel.

Harries, R.; Cross, J.; Smith, R. (2001). Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cagliari, Italia. vol. I, pp. 579–588.

HCO. (2014). Reforma Fiscal. H. Congreso de la Unión (HCO). México, D.F. Consultado el 05 de Diciembre. Disponible en: <https://www.pwc.com/mx/es/reforma-hacendaria-2014/archivo/2013-11-boletin-rf2014.pdf>

Heerenklage, J; Stegmann, R. (2001). Comparison of test systems for the determination of the gas potential from waste. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA. Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cagliari, Italia. vol. I, pp. 563–570.

Henze, M.; Loosdrecht Van, C.; Ekama, A.; Brdjanovic, D. (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design. Published by IWA Publishing. London, UK. pp.34-52.

Hernández, M.C. (2010). Estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos mediante la recirculación de lixiviados. Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.

Hernández, M.C; Mañón, M.C.; Buenrostro, O.; Sánchez, J.M; Márquez, L. (2014). Landfill leachate recirculation. Part I: Solid waste degradation and biogas production. Environmental Engineering and Management Journal. vol. 13, núm. 10, pp. 2687-2695.

Hernández, G.I. (2015). Caracterización microbiana durante el proceso de degradación acelerada de residuos sólidos urbanos. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, Estado de México.

Higuchi, T. (1990). Lignin biochemistry: Biosynthesis anca biodegradation. Wood Sci.Technol. Kyoto University. Japan. pp. 24, 23-63

Hinojosa, A. (2006). Diseño de una red de estratégica de monitoreo para el Curso Alto del Río Lerma y su utilización en el estudio espacial y temporal de los parámetros físico-químicos. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Estado de México.

INEGI. (2014). Anuario estadístico y geográfico de México 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Editado por el Gobierno del Estado de México, IGECE, INEGI. Aguascalientes, Aguascalientes.

Izquierdo, M. (2010). Eliminación de metales pesados en aguas mediante bioadsorción. evaluación de materiales y modelación del proceso. Universidad de Valencia. España.

Jiménez, M.A. (2017). Aprovechamiento de residuos agrícolas e industriales para la obtención de biocombustibles. Tesis de licenciatura. Universidad de la Laguna. Escuela Superior de Ingeniería y Tecnología. San Cristóbal de la Laguna, España.

Julio, L.; Peláez, C.; Molina, F. (2016). Evaluación de la co-digestión anaerobio de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos. Universidad de Antioquia UdeA. Medellín, Colombia.

KAESER. (2017). Productos y Catálogos. Consultado el 06 de Diciembre de 2017. Disponible en http://mx.kaeser.com/Products_and_Solutions/default.asp

Kleerebezem, R.; Macarie, H. (2003). Treating Industrial Wastewater: Anaerobic Digestion. *Comes of Age. Chemical Engineering*. 110 (9), pp. 56-64.

Laquidara, J.; Leuschner, P.; Wise, L. (1986). Procedure for determining potential gas quantities in an existing sanitary landfill. *Water Science and Research*, 18(12), pp. 151–162.

Lesteur, M.; Bellon, V.; Gonzalez, C.; Latrille, E.; Roger, J.M.; Junqua, G.; Steyer, J.P. (2010). Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochem.* pp. 431-440. DOI:10.1016/j.procbio.2009.11.018.

Limón, J. G. (2013). Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿problema o recurso? Tesis para concluir especialidad en Ingeniería Química. Guadalajara, Jalisco.

Lin, S.Y. (1992). Commercial spent pulping liquors. In *Methods in lignin chemistry*. Springer. Berlin Heidelberg. New York, U.S.A. pp. 75-80, 369-383.

Lissens, G.; Vandevivere, P.; De Baere, L.; Bley, E.M.; Verstraete, W. (2001). Solid waste digesters: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science Technology. Laboratory Microbial Ecology and Technology*, Ghent University, Gent, Belgium. pp 44:8, 91-102.

Loaiza, J.; Martínez, L.; Carlín, M.; Esquivel, R. (2011). Nitrificación con bajo tiempo de retención de sólidos y bajo índice energético. *Aqua-LAC*. Uruguay. vol. 3. núm. 1, pp. 37-44.

López, A.; Serpa, J. (2007). Tratamiento de residuales por digestión anaerobia. Aplicación de la simulación de procesos. Estudio bibliográfico. Monografía. Universidad de Matanzas “Camilo Cienfuegos”. Facultad de Ingeniería Química-Mecánica. Matanzas, Cuba.

López, A. (2009). Valorización del estiércol de cerdo a través de la producción de biogás. Asociación Colombiana de porcicultores. Colombia. Consultado el 15 de Noviembre de 2016. Disponible en <http://es.scribd.com/doc/136545255/3-2-ManualBiodigestor>.

López, M.E. (1998). El reactor anaeróbico tipo EASA: nuevo reactor híbrido de flujo ascendente. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San José, Costa Rica.

Lorenzo, Y.; Obaya, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, núm. 39. Ciudad de la Habana, Cuba. pp. 35-48

Macera, O.; Coralli, F.; García, C.; Riegelhaupt, E.; Arias, T.; Vega, J.; Díaz, R.; Guerrero, G.; Cecotti, L. (2011). La bioenergía en México, situación actual y perspectivas. Red Mexicana de Bioenergía, A.C. México.

Márquez, L. (2004). Study of the Effect of Soil Inclusion on the Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste. Doctoral Thesis. Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom.

Márquez, M.; Martínez S. (2011). Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's o UASB) Antología. Centro Tecnológico Aragón. Laboratorio de Ingeniería Ambiental. FES Aragón. Universidad Nacional Autónoma de México. San Juan de Aragón, Estado de México.

Martín, J.; Potts, G. A. (2001). A micro-reactor model of solid-state digestion. Actas del congreso "Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA. Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cagliari, Italia. pp. 140–148.

Martínez, M. (2015). Producción potencial del biogás empleando excretas del ganado porcino en el estado de Guanajuato. Escuela de Ingeniería civil, mecánica e industrial, Universidad de La Salle Bajío. Revista electrónica Nova Scientia. vol. 7, núm. 15.

Mata, J.; Macé, S.; Lens, P.; Hamelers, B.; Hoitink, H.; Bidlingmaier, W. (2004). Resource recovery and reuse in organic solid waste management. IWA Publishing, London, U.K.

Mawson, A.; Earle R.L.; Larsen, V.F. (1991). Degradation of acetic and propionic acids in the methane fermentation. Water Research. 25(1), pp.1549-1554.

Mendoza, F. J. (2012). Ahorro energético en el sector hotelero de Cozumel y la Riviera Maya (México). Tesis para obtener grado de Máster de Ingeniería en Energías Renovables de la UB-UPC. Universitat de Barcelona. España. pp. 33-34.

Metcalf & Eddy Inc. (2003). Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. Mc Graw-Hill Higuier Education, fourth edition. New York, U.S.A.

Moeller, G. (1997). Biological Treatment of Municipal Sludge, Biotechnology for Water Use and Conservation The Mexico 96 Workshop, OECD, Cedex. Paris, France.

Nadais, H.; Capela, I.; Arroja, L.; Duarte, A. (2001). Effect of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactor with intermittent operation. Wat. Sci. Tech. London, UK. 44(4), pp. 49-56.

Navarro, P.; Álvaro, A.; Padilla, B.; Bestier, J.; Barragán, P.; Jairo, J. (2013). Construcción de un Sistema de Instrumentación para la Medición de la Temperatura, pH y Oxígeno Disuelto presentes en la Piscicultura bajo Condiciones

de Estanque Artificial. Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Colombia Scientia Et Technica, vol. 18, núm. 2, pp. 401-408.

Nolasco, D.A. (2010). Desarrollo de proyectos MDL en plantas de tratamiento de aguas residuales. Ed. Banco Interamericano de Desarrollo. Nota técnica núm. 116. Washington, U.S.A.

Nopharatana, A.; Pullammanappallil, P.C.; Clarke, W. (2003). A dynamic mathematical model for sequential leach bed anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. Biochemical Engineering Journal. pp.13:21-33.

Ocampo, A.; Pérez, M. (2013). Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales con el Proceso de Lodos Activados. Manual de Procedimientos. Jalisco, México. pp. 9-18.

Orhon, D.; Artan, N.; Ates, E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. In: Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Universidad de Patras, Grecia. vol. 61, núm. 1, pp. 73-80.

Ortíz, V. (2011). Determinación de la actividad metanogénica específica (AME) de un fango anaerobio mediante el sistema oxitop. Influencia de las principales variables experimentales. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Valencia. España.

Owens, M.; Chynoweth, P. (1993). Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components. Water Science and Technology. Ghent University, Gent, Belgium. 27(2), pp. 1-14.

Park, J.; Wang, J.; Novotny, G. (1997). Wastewater characterization for evaluation of biological phosphorus removal. In: Research Report. vol. 174, pp. 1-26.

Pazmiño, A. I. (2012). Diseño, construcción e implantación de un digester anaerobio de flujo continuo para el tratamiento de estiércol bovino en la finca “Rancho Santa Esther” del sector “La Delicia” Parroquia Tulcán, Cantón. Tesis de licenciatura. Escuela Politécnica del Ejército. Departamento de ciencias de la vida. Ingeniería en biotecnología. Sangolquí, Ecuador.

Pérez, P.; Tejada, S.; Zarazúa, G. (2003). La contaminación en el Curso Alto del Río Lerma. El Instituto Nacional de investigaciones Nucleares (ININ). El ININ hoy. Estado de México.

Rada, E.C. (2016). Biological Treatment of solid waste. Enhancing Sustainability. Apple Academic Press. Waretown, U.S.A.

RECICLAGUA. (2015). Disposición de Lodos. Estado de México. RECICLAGUA Ambiental S.A. de C.V. Consultado el 08 de Enero de 2016. Disponible en http://reciclagua.edomex.gob.mx/mision_vision_objetivo

Reith, H.; Wijffels, H.; Barten, H. (2003). Bio-methane and Bio-hydrogen: Status and perspectives of biological methane and hydrogen production. Dutch Biological Hydrogen Foundation. Netherlands.

Rodríguez, E. (2011). Aprovechamiento de gases residuales de tratamiento de agua en sistema de aguas negras de León, Guanajuato. Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL). León, Guanajuato.

Rollier (2017). Catálogo de Cribas. Consultado el 26 de Noviembre de 2017. Disponible en: <https://rollier.com/es/catalogos/>

Romero, R.A. (2005). Calidad del Agua. Ed. Alfa omega, Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá. Colombia.

SAGARPA. (2012). Potencial energético de la biomasa residual agrícola y ganadera en Andalucía. Consejería de Agricultura y pesca. Secretaría General de Agricultura, Ganadería y Desarrollo rural (SAGARPA). México.

Sánchez, C.; Patiño, J.; Alcántara, J.L.; Reyes, Y.; Pérez, M. A.; Ortiz, E. (2016). Determinación del Potencial Bioquímico de Metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. Facultad de Ingeniería Química. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, Puebla.

Sánchez, M. (2011). Estudio y evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales por lodos activados de la Ciudad de México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. pp. 92.

SAOP. (2010). Acciones Realizadas para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma 2010. Boletín anual. Secretaría del Agua y Obra Pública (SAOP). Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma. Gobierno del Estado de México. México. Consultado el 26 de Noviembre de 2017. Disponible en: <http://cuencalerma.edomex.gob.mx/sites/cuencalerma.edomex.gob.mx/files/files/Boletines%20PDF/Boletin%202010.pdf>

SAOP. (2011). Acciones Realizadas para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma 2011. Boletín anual. Secretaría del Agua y Obra Pública. (SAOP). Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma. Gobierno del Estado de México. México. Consultado el 03 de Diciembre de 2017. Disponible en: <http://cuencalerma.edomex.gob.mx/sites/cuencalerma.edomex.gob.mx/files/files/Boletines%20PDF/Boletin%202011.pdf>

Schink, B. (1997). "Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation". *Microbiology Molecular Biology Review*. China. pp. 262-280.

SEGEM. (2011). Atlas de la Cuenca del Río Lerma en el Estado de México. Secretaria de Educación del Gobierno del Estado de México (SEGEM). Compendio. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. México. Consultado el 13 de Febrero de 2017. Disponible en <http://cuencalerma.edomex.gob.mx/atlas>

SEMARNAT. (2009). ¿Y el medio ambiente, problemas en México y el mundo? Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México. Consultado el 14 de Abril de 2017. Disponible en <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/CG007297.pdf>

SEMARNAT. (2013). Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2010. Informe. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México. Consultado el 05 de Diciembre de 2017. Disponible en http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/inf_inegei_public_2010.pdf

SEMARNAT. (2015). Guía de Programas de Fomento a la Generación de Energía con Recursos Renovables. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México. Consultado el 05 de Diciembre de 2017. Disponible en <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/guia-de-programas-de-fomento-a-la-generacion-de-energia-con-recursos-renovables>.

SEMARNAT. (2017). Marco jurídico del sector medio ambiente. Normas mexicanas del sector ambiental. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Versión electrónica. Búsqueda en línea, realizada el 2017/02/01. <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/normas-mexicanas>

SENER. (2010). Estrategia Nacional de Energía. Secretaría de Energía (SENER) México. pp. 72. México, D.F. Consultado el 20 de Abril de 2016. Disponible en www.energiaadebate.com/wp-content/uploads/2010/09/EstrategiaNacionaldeEnergia.pdf

SENER. (2014). Balance Nacional de Energía. Secretaría de Energía (SENER). México. pp. 24. México, D.F. Consultado el 20 de Mayo de 2016. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/44353/Balance_Nacional_de_Energ_a_2014.pdf

Shanmugam, P.; Horan, N. J. (2009). Simple and rapid methods to evaluate methane potential and biomass yield for a range of mixed solid wastes. *Bioresource Technology*, 100(1), pp. 471–474. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.027>

Shelton, R.; Tiedje, M. (1984). General Method for determination Anaerobic Biodegradation Potential. *Application Environmental Microbiology* 47(4), pp. 850-857.

SINAT. (2017). Manifestación de Impacto Ambiental (MIA). Modalidad particular-Obras del sector Hidráulico. Proyecto “Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente-RAFA/UASB) para la comunidad de Cerritos blancos, Municipio de Pénjamo”. Sistema Nacional de Trámites (SINAT). Consultado el 01 de Diciembre de 2017. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/gto/estudios/2008/11GU2008HD066.pdf>

SMA. (2013). Registro de emisiones de gases de efecto invernadero del Distrito Federal 2012. Secretaria de Medio Ambiente (SMA). Gobierno del Distrito Federal. México, D.F. Consultado el 05 de Diciembre de 2017. Disponible en <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/164905/carbonn-registro-gei2012.pdf>

Soroa, S.; Lopetegui, J.; Almandoz, A.; García, J.L. (2005). Diseño de reactores híbridos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales industriales. Artículo Técnico Asistencia Tecnológica Medioambiental. S.A. Universidad de Navarra. España.

Sosa, C.A. (2013). Aplicación de un tratamiento biológico a las aguas residuales provenientes de una destilería de alcohol de caña, utilizando un reactor UASB. Universidad Politécnica de Madrid, España. pp. 18-25.

Speece, R.E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater. Archae Press. Nashville Tennessee, U.S.A.

SPIRAX SARCO. (2017). Tablas de vapor saturado. Consultado el 01 de Diciembre de 2017. Disponible en: www.spiraxsarco.com

Terreros, J. (2014). Digestión anaerobia en dos etapas de lodos primarios y secundarios con reactores anaerobios de flujo ascendente. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa. México, D.F.

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 Medio Ambiente. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Varnero, M.T. (2011). Manual del Biogás. Ed. Ministerio de Energía, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Global Environment Facility. Santiago de Chile ISBN 879-95-306892-92-0.

Vazoller, F.; Gómez, L.; Baldochi, M.; Fortes, D.; Badra, R. (2001). Biodegradability Potential of Two Experimental Landfills in Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*. 32, pp. 87 – 92.

Vázquez, M.E. (2005). Calcio y Magnesio, acidez y alcalinidad del suelo. En: *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ed HE Echeverría y FO García, Ed. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 161-188.

Veyna, S. (2007). Efecto de control de pH, temperatura y adición de Nitrógeno sobre la digestión anaerobia de residuos hortícolas. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. México, D.F.

Vogels, G.D.; Keltjens, J; Hullen, J.T; Van der Drift. (1982). *Coenzyme Methanogenic Bacteria*. Departamento de Microbiología, Universidad de Nijmegen, Facultad de Ciencias, Toernooiveld, NL-6525 Ed. Nijmegen, Países Bajos. *Zbl. Bakt. Hyg. 1.Abt. Orig.e 3*. pp 258-264.

Volke, T.; Velazco, A. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. Consultado el 25 de Junio de 2017. Disponible en <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/372.pdf>

WEF. (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Water Environment Federation. Quinta edición. Alejandría, Virginia, Estados Unidos.

Wills, B.; Castro, C.; Londoño, J.; Morales, F. (2005). Efecto de los metales pesados cadmio y níquel sobre la producción de metano de un lodo anaerobio a escala de laboratorio. *Gestión y Ambiente*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.

Wise, L.E.; Murphy, M.; D'Adieco, A. (1946). Chlorite holocellulose, its fractionation and beating on summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. *Paper Trade Journal* 122, pp. 35-45.

Yadvika, S.; Sreekrishnan, T.R.; Kohli, S.; Ranal, V. (2004). Enhancement of Biogas Production From Solid Substrates Using Different Techniques a Review. *Bioresource Technology*. pp.10–20.

Yinguang, C.; Su, J.; Hongying, Y., Qi, Z; Guowei, G. (2007). Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. *Water Research*. 41, pp. 683–689.

Zarazúa, G. (2008). Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Fe, Cu, Zn, Hg y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el Curso Alto del Río Lerma, Tesis doctoral en Ciencias del Agua. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Estado de México. pp. 37.

Zarazúa, G.; Tejeda, S.; Ávila, P.; Carapia, L.; Carreño, C.; Balcázar, M. (2011). Metal content and elemental composition of particles in cohesive sediments of the Lerma river, México. Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), Gerencia de Ciencias Ambientales. Estado de México.

ANEXOS

A. TÉCNICAS ANÁLITICAS

A.1. Determinación de sólidos volátiles totales

El porcentaje de SVT se determinó por triplicado conforme a la técnica Standard Methods (APHA, 1992). El material que se utilizó fue el que se enlista en la tabla A.1.

Tabla A.1 Material para determinación de SVT

EQUIPO	MARCA
Balanza analítica	Sartorius modelo BP301S
Estufa de secado	marca Felisa modelo FE-361
Cápsulas de aluminio	marca "Ciencaaware" de 4 cm
Desecadores	clase A
Pinzas para cápsulas	marca J.T. Baker
Mufla	modelo Felisa modelo FE-361

Para la determinación de SVT se colocaron las cápsulas en la mufla a 550 °C por 1 hora, después de transcurrido ese tiempo la temperatura en la mufla fue descendiendo gradualmente hasta llegar a 50°C, posteriormente se dejaron en un desecador durante media hora aproximadamente hasta alcanzar temperatura ambiente. Las cápsulas fueron pesadas vacías, y después de añadir 3 ml de muestra húmeda, en seguida se trasladaron a la estufa previamente calentada a una temperatura de 105°C durante 2 horas o a hasta eliminar el espejo de agua. Una vez secada la muestra se pasó al desecador donde permaneció alrededor de 45 minutos, fue pesada nuevamente e incorporada a la estufa a la misma temperatura durante 1 hora, repitiendo el ciclo hasta alcanzar peso constante, es decir que en la última pesada solo difiera de la anterior en 0.0001 g. Después de alcanzar el peso constante las muestras son sometidas a incineración a 550°C durante 1 hora dentro de la mufla, al concluir su ciclo se enfrió gradualmente dentro del equipo hasta llegar a 50°C y se transfirieron al desecador para ser

finalmente ser pesadas una vez atemperadas. Para determinar SVT se utilizó la ecuación A.1.

$$gSVT/L = (A-B) \times 1000 / V \dots (\text{Ec. A1})$$

Donde

A= peso de la muestra seca+cápsula (g)

B= peso de la muestra calcinada+cápsula (g)

V= volumen de la muestra (ml)

B. SOLUCIONES

B1. Solución RAMM

El medio mineral RAMM se prepara a partir de soluciones concentradas con los diferentes reactivos y se mezclan en la proporción que se indica en la tabla B1

Tabla B1. Composición del medio RAMM

Soluciones	Reactivo	Solución madre (g/L)	ml Sm/L medio	Conc en el medio (mg/L)
1	K ₂ HPO ₄	7	50	350
2	KH ₂ PO ₄	5,4	50	270
	NH ₄ Cl	10,6		530
	CaCl ₂ .2H ₂ O	1,5		75
	MgCl ₂ .6H ₂ O	2		100
3	FeCl ₂ .4H ₂ O	2	10	20
4	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,5	1	0,5
	H ₃ BO ₃	0,05		0,05
	ZnCl ₂	0,05		0,05
	CuCl ₂	0,03		0,03
	NaMoO ₄ .2H ₂ O	0,01		0,01
	CoCl ₂ .6H ₂ O	0,05		0,05
	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,05		0,01
	Na ₂ SeO ₃	0,05		0,01

- Solución 3 de FeCl₂.4H₂O (2g/L): Disolver directamente en 1 ml de HCl concentrado cuando queden algunos cristales sin disolver, agregar agua hasta aforar a un litro.
- Solución 4 de oligoelementos, se disuelven perfectamente en un vaso las dos primeras sales.

En otro vaso se disuelven los reactivos restantes excepto el $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ que se disuelve en un recipiente por separado agregando 1 ml de HCl concentrado.

Finalmente se mezclan las cuatro soluciones y se afora a un litro con agua destilada.

Con el medio RAMM se aseguraba una adecuada dotación de nutrimentos. Así se tienen 123.85 mgP/l y 138.7 mgN/l alimentado y, considerando que las concentraciones de DQO usadas van de 1,000 a 8,000 mg/l, se tiene que la relación DQO: P: N va desde 8.1:1.12:1 hasta 64.6:1.12:1 (Shelton & Tiedje, 1984).

B2. Solución de fosfatos

La Solución Salina Amortiguada por Fosfatos (PBS) constituye una solución amortiguadora de pH comúnmente empleada para procedimientos bioquímicos.

Procedimiento:

1. Prepare 100 mL de Ácido Clorhídrico 1M (1M HCl) agregando 8.62 mL de HCl concentrado a 91 mL de dH_2O previamente colocados en un vaso de precipitados de 250 mL. No agregar el agua al ácido. Mezcle en una plancha agitadora magnética durante 5 minutos. Afore a 100 mL con dH_2O .
2. Prepare 100 mL de Hidróxido de Sodio 10M (10M NaOH) agregando 40 g de NaOH a 40 mL de dH_2O previamente colocados en un vaso de precipitados de 250 mL. Mezcle con una barra magnética en una plancha agitadora hasta que el NaOH se haya disuelto por completo. Afore a 100 mL con dH_2O .
3. Añada las sales a un vaso de precipitados adecuado para el volumen de la solución por preparar. De acuerdo con la Tabla de Preparación mostrada a continuación.

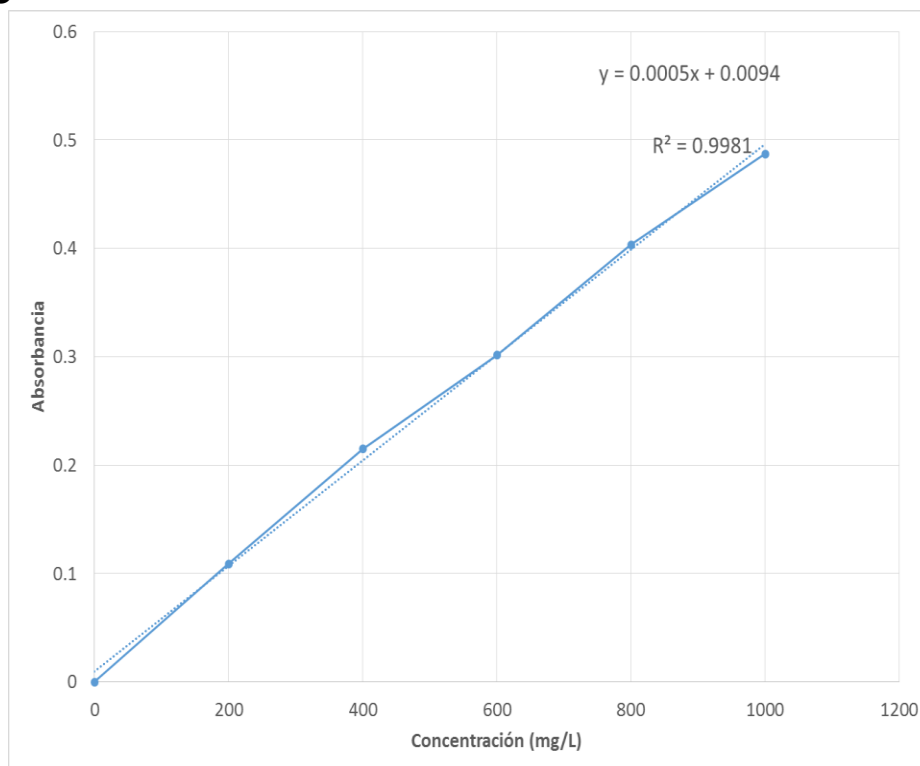
Tabla B2. Composición de la Solución de fosfatos

Reactivo	Concentración (mM)	250 mL	500 mL	1000 mL
NaCl	138	2,015 g	4,03 g	8,06 g
KCl	3	0,055 g	0,11 g	0,22 g
Na_2HPO_4	8,1	0,2875 g	0,575 g	1,15 g
KH_2PO_4	1,5	0,05 g	0,10 g	0,20 g

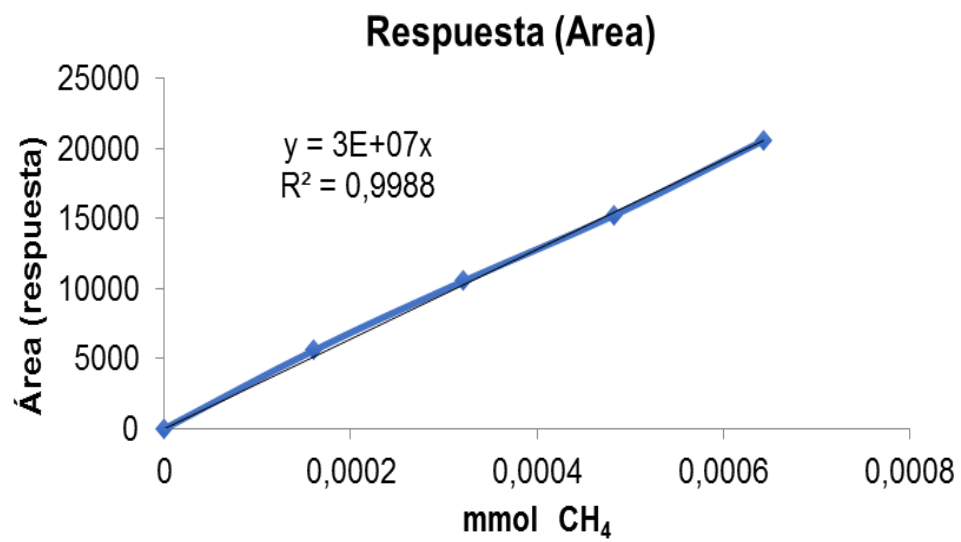
4. Añada el 80% del volumen de dH_2O requerido y mezcle encima del agitador magnético hasta diluir las sales.
5. Ajuste el pH a 7.4 con 1M HCl o 10M NaOH (según sea necesario) empleando para ello una pipeta de transferencia de plástico mientras se monitorea el pH. Añada las soluciones de HCl o NaOH gota a gota.
6. Afore la solución con dH_2O al volumen final requerido.

C. CURVAS DE CALIBRACIÓN

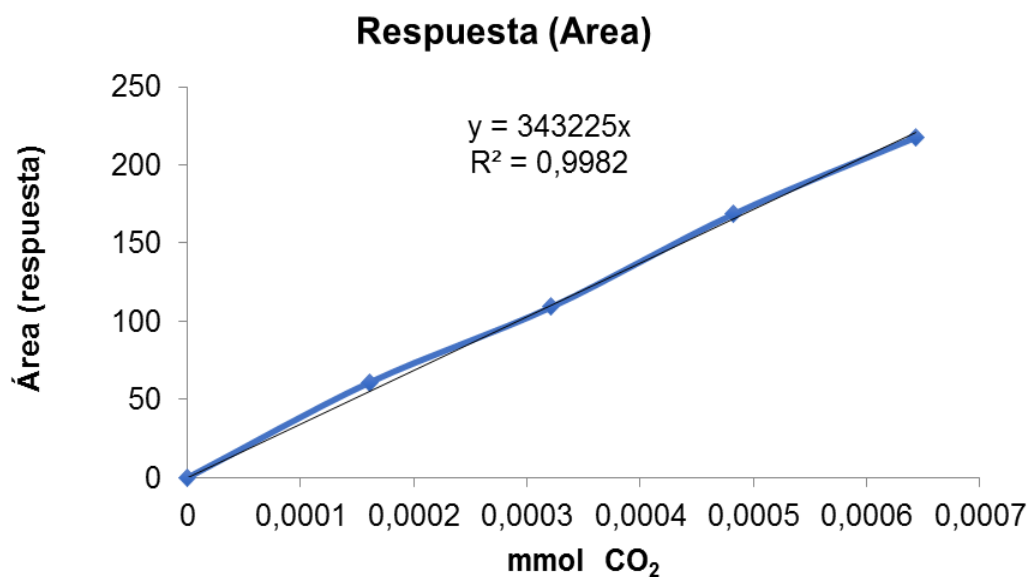
C1. DQO



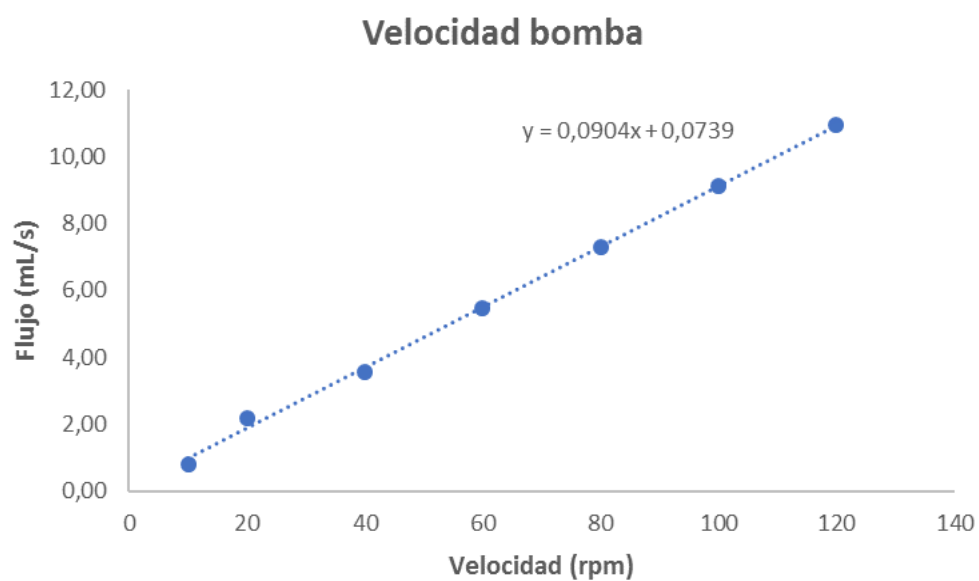
C2. CH4



C3. CO2



C4. Bomba peristáltica



D. CÁLCULOS

D1. Diseño del reactor de flujo ascendente

- a) Volumen útil del reactor (V_u)

$$V_u = \phi Q$$

Donde

ϕ = *Tiempo de retención hidráulica*

Q = *Flujo*

- b) Carga orgánica volumétrica (COV)

$$\text{COV} = \frac{Q * S_o}{V_u}$$

Donde

Q = *Flujo*

S_o = *Concentración de DQO en el influente*

V_u = *volumen útil*

- c) Velocidad ascendente

$$v = \frac{Q}{A}$$

Donde

Q = *Flujo*

A = *Área*

- d) Tiempo de retención hidráulico

$$\text{TRH} = \frac{V_u}{Q}$$

Donde

V_u = *Volumen útil*

Q = *Flujo*

D2. Generación de biogás

- a) Carga de DQO convertida a metano

$$DQO_{CH_4} = Q(S_o - S) - Y_{abs} * Q * S_o$$

Donde

Q = Flujo

S_o = Concentración de DQO en el influente

S = Concentración de DQO en el efluente

Y_{abs} = Coeficiente de producción de sólidos en el sistema en terminos de DQO

- b) Producción de metano volumétrico

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)}$$

Donde

DQO_{CH_4} = Carga de DQO convertida a metano

$K(t)$ = Factor de corrección dependiendo del reactor

- c) Factor de corrección dependiendo de la temperatura de operación del reactor

$$K(t) = \frac{P * K_{DQO}}{R(273 + T)}$$

Donde

P = presión atmosférica

K_{DQO} = Correspondiente a una mol de CH_4 (64 gDQO/mol)

R = Constante del gas ($0.08206 \frac{atmL}{molK}$)

T = temperatura de operación del reactor

D3. Costos promedio de energía en tarifa H-M del 2017

MES	BASE	INTERMEDIO	PUNTA	DF
Enero	0,9683	1,1583	2,2755	215,76
Febrero	1,0492	1,2551	2,3802	218,78
Marzo	1,2298	1,4711	2,6075	225,41
Abril	1,1652	1,3939	2,553	226,76
Mayo	1,0196	1,2197	2,3962	225,15
Junio	1,0311	1,2335	2,394	222,61
Julio	1,0235	1,2244	2,3878	222,94
Agosto	0,9901	1,1845	2,3408	221
Septiembre	0,9736	1,1647	2,3165	219,9
Octubre	0,9874	1,1812	2,3341	220,34
Noviembre	1,0223	1,2229	2,3763	221,09
PROMEDIO	1,04	1,25	2,40	221,79

D4. Horas de operación de equipos

Equipos	Potencia instalada	Tiempo de operación		Consumo de Energía
	kW	días/año	h/año	kWh/año
Criba	3,0	12	288	864,0
Bomba de recirculación	13,4	365	8760	117.426,3
Compresor de biogás	6,7	365	8760	58.713,0
Bomba alimentación caldera	6,70	365	8760	58.713,1
TOTAL	29,81			235.716,5