

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

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

OPCION I.- TESIS

TRABAJO PROFESIONAL

“EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE UN REACTOR DE BIOPELÍCULA A ESCALA PILOTO EN EL PROCESO DE CONVERSIÓN DE RSOM EN BIOENERGÉTICOS”

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA QUÍMICA**

PRESENTA:

I.Q. Oswaldo Pérez Mayet

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Alejandro Alvarado Lassman

CODIRECTOR DE TESIS:

M.I. Norma Alejandra Vallejo Cantú



ORIZABA, VERACRUZ, MÉXICO

MARZO 2017



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

FECHA: 03/03/2017
DEPENDENCIA: POSGRADO
ASUNTO: Autorización de Impresión
OPCIÓN: I

C. OSWALDO PEREZ MAYET
CANDIDATO A GRADO DE MAESTRO EN:
CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

De acuerdo con el Reglamento de Titulación vigente de los Centros de Enseñanza Técnica Superior, dependiente de la Dirección General de Institutos Tecnológicos de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora le hizo respecto a su Trabajo Profesional titulado:

"EVALUACION DEL DESEMPEÑO DE UN REACTOR DE BIOPELICULA A ESCALA PILOTO EN EL PROCESO DE CONVERSION DE RSOM EN BIOENERGETICOS".

Comunico a Usted que este Departamento concede su autorización para que proceda a la impresión del mismo.

A T E N T A M E N T E


M.C. MA. ELENA GARCÍA REYES
JEFE DE LA DIV. DE ESTUDIOS DE POSGRADO



**SECRETARIA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA
INSTITUTO
TECNOLÓGICO
DE ORIZABA**

ggc





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

FECHA : 24/02/2017

ASUNTO: Revisión de Trabajo Escrito

C. M.C. MA. ELENA GARCÍA REYES
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACION.
P R E S E N T E

Los que suscriben, miembros del jurado, han realizado la revisión de la Tesis del (la) C. :

OSWALDO PEREZ MAYET

la cual lleva el título de:

"EVALUACION DEL DESEMPEÑO DE UN REACTOR DE BIOPELICULA A ESCALA PILOTO EN EL PROCESO DE CONVERSION DE RSOM EN BIOENERGETICOS".

Y concluyen que se acepta.

A T E N T A M E N T E

PRESIDENTE : DR. ALEJANDRO ALVARADO LASSMAN
SECRETARIO : M.I. NORMA ALEJANDRA VALLEJO CANTU
VOCAL : DR. JUAN MANUEL MENDEZ CONTRERAS
VOCAL SUP. : M.I. ADRIAN REYES BENITEZ

FIRMA
FIRMA
FIRMA
FIRMA

EGRESADO(A) DE LA MAESTRIA EN CIENCIAS EN INGENIERIA QUIMICA

OPCION: I Tesis



DEDICATORIAS

A mis padres y a mis hermanos, quienes han confiado en mí que gracias a ellos he seguido el camino correcto para poder llegar a este punto de mi carrera que con su ejemplo, dedicación y palabras de aliento nunca bajaron los brazos para que yo tampoco lo haga aun en momentos difíciles, los amo.

Te agradezco Pau por brindarme tu apoyo durante el desarrollo de esta tesis donde se presentaron varias situaciones las cuales pudieron llegar a ser motivos convincentes para rendirse, pero en esos mismos instantes resulto dentro de mi vida esa persona que durante muchos días y meses fue mi compañera, mi amiga, mi consejera y mi complemento, te agradezco infinitamente por tu ayuda en la elaboración de esta tesis.

Te amo.

Gracias Karla por tus ocurrencias, por la amistad brindada y el apoyo incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor de tesis el Dr. Alejandro Alvarado Lassman, por la oportunidad de trabajar con usted, por la orientación y ayuda que me brindó para la realización de esta tesis, por su apoyo y amistad que me permitieron aprender mucho más que lo estudiado en el proyecto.

A mi co-asesor de tesis la M.I.Q. Norma A. Vallejo Cantú, por haberme brindado la oportunidad de recurrir a su capacidad y conocimiento científico, así como también haberme tenido toda la paciencia del mundo para guiarme durante todo el desarrollo de la tesis.

Al Dr. Juan Manuel Méndez Contreras, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo, por sus consejos y por las asesorías impartidas. Al M.I.A. Adrián Reyes Benítez por su valiosa contribución al realizar sus observaciones, consejos y asesorías para mejorar este trabajo de investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca con número de registro 587194, gracias a su apoyo fue posible la realización de mis estudios de maestría.

RESUMEN

Elaborado por: I.Q. Oswaldo Pérez Mayet

Dirigido por: Dr. Alejandro Alvarado Lassman

El tratamiento de los residuos sólidos urbanos (RSU) o la falta de este es un problema muy extendido en el mundo, y especialmente en los países de medios y bajos recursos. Existen varios métodos para aprovechar estos residuos, además de los vertederos se emplea la incineración con producción de energía, el compostaje de la fracción orgánica, la recuperación de materiales a través del reciclaje, etc. Otro modo de gestionar el problema de los RSU es el empleo de la digestión anaerobia. Esta tecnología que es ampliamente conocida y utilizada para el tratamiento de estiércol de diversos animales, ha sido implementada en los últimos años también para tratar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), estos RSU poseen una alta carga orgánica, un pH muy ácido, además de que son susceptibles de generar malos olores y atraer vectores debido a que son residuos con un tiempo de vida de anaquel demasiado corto. La presente tesis se centra en la digestión anaerobia de RSU, en particular la fracción orgánica. Además se pretendió mejorar la producción de biogás evaluando el proceso del desempeño de tres reactores, un reactor de biopelícula (RB), un Reactor de Lecho Granular Expandido (EGSB) y un Reactor de Lecho Fluidizado Inverso (RLFI) utilizando como sustrato de alimentación la Fracción Líquida de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (FLRSOM) obteniendo una fase líquida de 200 L a partir de 100 Kg de residuo orgánico que fue utilizada para la alimentación del reactor de biopelícula, bajo las siguientes condiciones de operación: $\text{pH} = 7 \pm 0.5$ y temperatura ambiente para la primer etapa (metanogénica) y para la segunda etapa (hidrolítica) las mismas condiciones excepto con una disminución de pH para la eliminación de la etapa metanogénica, con un $\text{pH} = 5.5$ a 6.2 , obteniendo un grado de hidrólisis (GH) del 68.55 % para el RB; y los reactores anaerobios siguientes EGSB y RLFI operaron con $\text{pH} = 6.5$ a 7.42 a temperatura ambiente, con una alimentación diaria de 100 L para cada reactor. Finalmente, el sistema de reactores en conjunto obtuvo una remoción de la DQO total del 89% en promedio y una composición de 75.5% de CH_4 con una producción en promedio de 1150 L de biogás por ambos reactores.

ABSTRACT

By: I.Q. Oswaldo Pérez Mayet

Advisor(s): Dr. Alejandro Alvarado Lassman

The treatment of Municipal Solid Waste (MSW) or the lack of it is a widespread problem in the world, especially in low- and middle-income countries. There are several methods to take advantage of this waste, in addition to landfills it is used incineration with energy production, composting the organic fraction, recovery of materials through recycling, etc. Another way of managing the MSW problem is the use of anaerobic digestion. This technology, which is widely known and used for the treatment of manure of various species, has been implemented in recent years also to treat the organic fraction of urban solid waste (FORSU), these MSW have a high organic load, a very acid pH, in addition to being susceptible to generate odors and attract vectors because they are residues with a very short shelf life. The present thesis focuses on the anaerobic digestion of MSW, in particular the organic fraction. In addition, it was intended to improve biogas production by evaluating the performance of three reactors, a biofilm reactor (RB), an Expanded Granular Bed Reactor (EGSB) and a Inverse Fluidized Bed Reactor (RLFI) using as feed substrate the Liquid fraction of Municipal Organic Solid Waste (FLRSOM) obtaining a liquid phase of 200 L that was used to feed the biofilm reactor, under the following operating conditions: $\text{pH} = 7 \pm .5$ and ambient temperature for the first stage (Methanogenic) and for the second stage (hydrolytic) the same conditions except with a decrease of pH for the inhibition of the methanogenic stage, with a $\text{pH} = 5.5$ to 6.2 , obtaining a Degree of Hydrolysis (GH) of 68.55% for RB; And the following anaerobic reactors EGSB and RLFI operated at $\text{pH} = 6.5$ to 7.42 at room temperature, with a daily feed of 100 L for each reactor. Finally, the total reactor system reached a total COD removal of 89% on average and a composition of 75.5% CH_4 with an average production of 1150 L of biogas by both reactors.

ÍNDICE

| | |
|--|-----------|
| RESUMEN..... | III |
| ABSTRACT | IV |
| ÍNDICE..... | I |
| ÍNDICE DE FIGURAS | V |
| ÍNDICE DE TABLAS..... | VII |
| OBJETIVO GENERAL..... | 1 |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 1 |
| INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| CAPÍTULO 1: FUNDAMENTOS TEÓRICOS..... | 4 |
| 1.1 Residuos sólidos..... | 4 |
| 1.1.1 Características generales de los RSU | 5 |
| 1.1.2 Residuos sólidos urbanos en México..... | 9 |
| 1.1.3 Generación de residuos sólidos urbanos..... | 10 |
| 1.1.4 Sistemas de gestión | 11 |
| 1.2 Estrategias de tratamiento | 12 |
| 1.2.1 Tecnologías de recuperación de la energía de los RSU | 17 |
| 1.3 Digestión anaerobia de RSOM..... | 18 |
| 1.4 Etapas de la digestión anaerobia | 20 |
| 1.4.1 Hidrólisis | 21 |
| 1.4.2 Acidogénesis..... | 22 |
| 1.4.3 Acetogénesis | 22 |

| | |
|---|-----------|
| 1.4.4 Metanogénesis | 23 |
| 1.5 Microbiología de la digestión anaerobia | 23 |
| Grupo I: Bacterias Hidrolíticas – Fermentativas..... | 23 |
| Grupo II: Bacterias Acetogénicas..... | 24 |
| Grupo III: Bacterias Metanogénicas | 25 |
| 1.6 Parámetros fisicoquímicos y biológicos que influyen en la digestión anaerobia | 26 |
| 1.6.1 Amonio..... | 26 |
| 1.6.2 Temperatura | 27 |
| 1.6.3 Tiempo de retención hidráulico | 27 |
| 1.6.4 pH..... | 28 |
| 1.6.5 Alcalinidad..... | 28 |
| 1.6.6 Velocidad de carga orgánica..... | 29 |
| 1.7 Digestión anaerobia en dos etapas..... | 29 |
| 1.8 Clasificación de la Digestión Anaerobia | 30 |
| 1.9 Biopelícula..... | 31 |
| 1.9.1 Procesos anaerobios de biopelícula | 31 |
| 1.9.2 Etapas en la formación de una Biopelícula..... | 32 |
| 1.9.3 Acondicionamiento de la superficie..... | 33 |
| 1.9.4 Adhesión de bacterias pioneras | 33 |
| 1.9.5 Formación de mucosidad | 33 |
| 1.9.6 Bacterias secundarias | 33 |
| 1.9.7 Biopelícula completada | 34 |
| 1.10 Reactores de biopelícula anaeróbicos | 34 |
| 1.11 La hidrólisis como factor limitante en la digestión anaerobia de los RSO..... | 34 |
| CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS | 37 |
| 2.1 Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (PPARSOM) | 39 |

| | |
|--|-----------|
| 2.2 Obtención de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales | 39 |
| 2.2.1 Cuantificación de los RSOM..... | 40 |
| 2.2.2 Acondicionamiento de los RSOM previo a la obtención de la fracción soluble. | 40 |
| 2.3 Obtención de la fracción soluble de los RSOM..... | 41 |
| 2.3.1 Trituración | 41 |
| 2.3.2 Filtración | 42 |
| 2.4 Caracterización de la fracción soluble de los RSOM..... | 43 |
| 2.4.1 Determinación de DQO _T y DQO _s | 44 |
| 2.4.2 Determinación de ST y STV | 45 |
| 2.4.3 Determinación de pH..... | 45 |
| 2.4.4 Cuantificación de biogás producido en los reactores | 46 |
| 2.4.5 Composición de biogás | 46 |
| 2.4.6 Grado de hidrólisis..... | 46 |
| 2.5 Reactor de biopelícula en estado metanogénico | 47 |
| 2.5.1 Alimentación a los reactores EGSB y RLFI de la PPARSOM en modo metanogénico | 48 |
| 2.6 Modificación y diseño del sistema de separación sólido-líquido para recuperar la fracción líquida de los RSOM | 48 |
| 2.6.1 Implementación de la modificación al sistema de separación sólido-líquido..... | 49 |
| 2.7 Metodología general para modo metanogénico a hidrolítico | 50 |
| 2.7.1 Rector de biopelícula nivel planta piloto en modo hidrolítico..... | 50 |
| 2.7.2 Monitoreo del reactor de biopelícula en modo hidrolítico | 51 |
| 2.7.3 Alimentación a los reactores EGSB y RLFI de la PPARSOM..... | 52 |
| CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 54 |
| 3.1 Caracterización de la fracción soluble de los RSOM..... | 54 |
| 3.2 Operación del reactor RB..... | 55 |
| 3.2.1 Monitoreo del pH en estado metanogénico del RB | 55 |
| 3.2.2 Remoción DQO total del RB en estado metanogénico | 56 |
| 3.2.3 Remoción ST del RB en estado metanogénico | 58 |

| | |
|--|-----------|
| 3.2.4 Remoción STV del RB en estado metanogénico | 59 |
| 3.2.5 Cuantificación de biogás del RB en estado metanogénico | 60 |
| 3.2.6 Monitoreo de pH en el RB en estado hidrolítico | 61 |
| 3.2.7 Remoción DQO total del RB en estado hidrolítico | 62 |
| 3.2.8 Remoción ST del RB en estado hidrolítico | 63 |
| 3.2.9 Remoción STV del RB en estado hidrolítico | 64 |
| 3.2.10 Producción de biogás del RB en estado hidrolítico | 65 |
| 3.3 Determinación de la tasa de hidrólisis en el reactor de biopelícula | 66 |
| 3.4 Implementación del sistema de separación sólido-líquido | 68 |
| 3.5 Monitoreo en los reactores EGSB y LFI | 69 |
| 3.5.1 Monitoreo de pH | 69 |
| 3.5.2 Remoción DQO EGSB | 71 |
| 3.5.3 Remoción ST y STV EGSB | 72 |
| 3.5.4 Remoción DQO RLFI..... | 74 |
| 3.5.5 Remoción ST y STV RLFI | 75 |
| 3.5.6 Cuantificación de biogás en el reactor EGSB..... | 76 |
| 3.5.7 Cuantificación de biogás en el reactor LFI..... | 77 |
| RECOMENDACIONES | 82 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 84 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1.1: Composición de los RSU en México (DGEI., 2013)..... | 9 |
| Figura 1.2: Generación per cápita en países de la OCDE. (Economic, Environmental and Social Statistics, 2013 citado en SEMARNAT, 2013..... | 10 |
| Figura 1.3: Opciones de conversión de biomasa a formas secundarias de energía (Saidur et al., 2011)..... | 18 |
| Figura 1.4 Esquema de la digestión anaeróbica de materia orgánica compleja (Moraes et al., 2015)..... | 20 |
| Figura 1.5. Etapas en la formación de una biopelícula (Stoodley & Dirckx, 2003)..... | 32 |
| Figura 2.1. Metodología empleada en el desarrollo de la presente tesis | 38 |
| Figura 2.2. Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (PPARSOM) | 39 |
| Figura 2.3 Recolección de los RSOM..... | 40 |
| Figura 2.4 Acondicionamiento de los RSOM..... | 41 |
| Figura 2.5 Molino triturador de cuchillas con tornillo transportador | 42 |
| Figura 2.6 Fracción soluble de los RSOM después del proceso de filtración..... | 43 |
| Figura 2.7. Reactor de biopelícula (exterior e interior) | 47 |
| Figura 2.8 Reactores EGSB y RLF1..... | 48 |
| Figura 2.9. Diseño del sistema de separación sólido líquido en AutoCAD..... | 49 |
| Figura 2.10 Proceso de filtrado modificado | 49 |
| Figura 2.11 Metodología experimental | 50 |
| Figura 2.12 Reactor de biopelícula en modo hidrolítico | 51 |
| Figura 3.1 Monitoreo de pH del Reactor de Hidrólisis..... | 56 |
| Figura 3.2 Monitoreo de DQO del Reactor de Biopelícula | 57 |
| Figura 3.3 Monitoreo de ST del Reactor de Biopelícula..... | 58 |
| Figura 3.4 Monitoreo de STV del Reactor de Biopelícula | 59 |
| Figura 3.6 monitoreo de pH en el reactor de biopelícula..... | 62 |
| Figura 3.7 Remoción de materia orgánica medida como DQO total a lo largo de la experimentación | 63 |
| Figura 3.8 Remoción de los sólidos totales a lo largo de la experimentación | 64 |
| Figura 3.9 Remoción de los sólidos totales volátiles a lo largo de la experimentación | 65 |
| Figura 3.10 Producción de biogás monitoreado cada hora..... | 66 |

| | |
|--|----|
| Figura 3.11 Seguimiento del rendimiento de hidrólisis | 67 |
| Figura 3.12 Diseño del sistema de separación sólido líquido en AutoCAD | 68 |
| Figura 3.13 comparación de entre un filtrado manual (a) y uno en centrifuga (b)..... | 69 |
| Figura 3.14 Determinación pH para el RLFI | 70 |
| Figura 3.15 Determinación pH para el EGSB..... | 71 |
| Figura 3.16 Remoción DQO Reactor EGSB..... | 72 |
| Figura 3.17 Remoción ST y STV EGSB | 73 |
| Figura 3.18 Remoción DQO RLFI..... | 74 |
| Figura 3.19 Remoción ST y STV RLFI | 76 |
| Figura 3.20 Cuantificación de biogás del reactor EGSB | 77 |
| Figura 3.21 Cuantificación de biogás del reactor LFI | 78 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1.1. Clasificación de los RS según la fuente de generación (Tchobanoglous et al., 1993)..... | 4 |
| Tabla 1.2 Clasificación de la digestión anaerobia (Fuente: Vásquez, 2009)..... | 30 |
| Tabla 2.1. Caracterización física de los RSOM. | 44 |
| Tabla 2.2 Parámetros evaluados a la fracción soluble de los RSOM. | 44 |
| Tabla 3.1 Parámetros evaluados a la fracción soluble de los RSOM..... | 54 |
| Tabla 3.2. Condiciones de operación del sistema de reactores RB-RLFI-EGSB..... | 55 |

OBJETIVO GENERAL

Realizar el estudio integral de las variables que afectan la hidrólisis de la fracción líquida con bajo contenido de sólidos de los residuos sólidos orgánicos municipales en un reactor de biopelícula a escala piloto para la generación de bioenergéticos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Modificar el sistema de separación sólido líquido para recuperar la fracción líquida con bajo contenido de sólidos de los RSOM.
2. Evaluar el desempeño del reactor de hidrólisis a nivel piloto en modo metanogénico.
3. Modificar las condiciones de operación y evaluar el desempeño del reactor a nivel piloto en modo hidrolítico.
4. Cuantificar el grado de hidrólisis en el reactor piloto y evaluar su efecto en la producción de biogás en los reactores metanogénicos.

INTRODUCCIÓN

La producción mundial de Residuos Sólidos Municipales (RSM) es aproximadamente de 2×10^9 t*año⁻¹ y probablemente en el año 2025 alcance 3×10^9 t*año⁻¹ (Charles et al., 2009), siendo una gran parte de ellos residuos orgánicos, los cuales están compuestos por residuos de jardín, precomida y postconsumo de las viviendas y de establecimientos comerciales como restaurantes y expendios de alimentos, excluyéndose residuos de agricultura, actividades forestales, estiércol animal, biosólidos u otros como textiles, papel y madera procesada (Oviedo-Ocaña et al., 2012). En el continente europeo y en el centro de Asia, la proporción de bioresiduos alcanza el 47% mientras en países en desarrollo varía entre 54 y 62%, (World-Bank, 2012); en el caso de México, la proporción alcanza el 52.4% (SEDESOL, 2012 citado en SEMARNAT, 2013).

El enfoque habitual de la gestión de los RSOM, se ajusta a los componentes tradicionales de recolección, transporte, disposición final y al aprovechamiento o valorización (Marmolejo et al., 2011), ya que los residuos orgánicos son una importante fuente de energía renovable que puede ser aprovechada de forma sostenible si son tratados bajo condiciones controladas, además de reducir el impacto ambiental, debido principalmente a la disminución de residuos que llegan a disposición final, lo que reduce de forma importante el potencial de generación de subproductos altamente contaminantes como los lixiviados y los gases de efecto invernadero (Shahriari et al., 2011).

Durante el transporte, manipulación y disposición de los RSOM (Residuos Sólidos Orgánicos Municipales), se crean problemas como la presencia de polvo en el aire, emisión de gases tóxicos o de efecto invernadero y la generación de lixiviados que contribuyen negativamente al ambiente y a la salud; sin embargo, la fracción preferentemente orgánica de los residuos municipales, beneficia su transformación mediante procesos biológicos tanto aerobios como anaerobios, siendo estos últimos una tecnología que cada día gana más importancia en el contexto mundial, ya que

admite cerrar ciclos de contaminación y al mismo tiempo crear un gran potencial de producción de energías limpias a partir de residuos líquidos (aguas residuales domésticas, industriales) y sólidos (RSOM, lodos primarios y secundarios) (Filigrana et al., 2011).

En los países en desarrollo, la mayor parte de los residuos orgánicos se disponen en vertederos a cielo abierto y en rellenos sanitarios; en Latinoamérica, la fracción de residuos orgánicos dispuestos corresponde al 59% (Aguilar et al., 2009). En México, según la Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas, (SEDESOL, 2012 citado en SEMARNAT, 2013), el 72 % del volumen generado del país disponen sus residuos sólidos en rellenos sanitarios y sitios controlados, mientras que el 23 % se depositan en sitios no controlados y el restante 5 % se recicló. Esta forma de disponer los residuos ha sido discutida durante los últimos años, debido a los problemas ambientales y los acontecimientos en la salud de las comunidades circundantes a la zona donde se sitúan estas disposiciones (Filigrana et al., 2011).

La digestión anaerobia consiste en una serie de etapas paralelas y secuenciales ejecutadas por diversos microorganismos en ausencia de oxígeno libre en el ambiente, alcanzando en la etapa final a la producción de una mezcla de gases denominada biogás, conformada principalmente por CH₄, CO₂, amonio y sulfuros, siendo el metano una fuente de energía aprovechable (Ferreira das Neves, 2009).

Los RSOM generados en el municipio de Orizaba, Veracruz, tienen una composición promedio de 22.39 % de fase sólida y 77.61 % de fase líquida, esta última en un intervalo de 58.40-89.63 %. Este contenido de fracción líquida (fracción soluble en los RSOM) es uno de los principales factores que sugirió el uso de la digestión anaerobia para tratar los RSOM como un sustrato líquido, ya que puede sustituir la aplicación de tecnologías con alto costo energético para el tratamiento de RSM como lo es la incineración, así como el ahorro en el transporte para disposición final (Alvarado García, 2011).

CAPÍTULO 1

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

CAPÍTULO 1: FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1 Residuos sólidos

Los residuos sólidos comprenden todos los residuos derivados de las actividades humanas y animales que son normalmente sólidos y que son desechados como inútiles o no deseados. El término residuo sólido abarca a la masa heterogénea de materiales desechables provenientes de la comunidad, así como a los residuos agrícolas, industriales y minerales (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

La definición de residuos sólidos varía de acuerdo al ente que la formula; por ende, induce variabilidad en la conceptualización de los residuos, lo que ha causado confusiones en diversos estudios, especialmente, en lo relacionado con la gestión y aprovechamiento de los mismos; sin embargo, independientemente de la definición, expulsar el residuo fuera de la vista del dueño original, es una norma social establecida en la mayoría de las culturas humanas; y bajo esta consigna, todavía el problema del manejo integral de los residuos sólidos no se ha abarcado en su totalidad (O' Conell, 2011).

Los residuos sólidos presentan diferentes clasificaciones de acuerdo a la actividad que los genera, a su composición o a su aprovechamiento. Según la actividad de generación los RS se clasifican como se presentan en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Clasificación de los RS según la fuente de generación (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

| Tipo de residuo sólido | Instalaciones, actividades o locaciones donde se originan |
|------------------------|---|
| Municipal | Residencial.- Hogares o en cualquier establecimiento similar. |

| | |
|--|---|
| | Comercial.- Establecimientos comerciales y mercantiles (almacenes, depósitos, hoteles, restaurantes, plazas de mercado, entre otros). |
|--|---|

Continuación de Tabla 1.1

| Tipo de residuo sólido | Instalaciones, actividades o locaciones donde se originan |
|-------------------------------|---|
| Municipal | Institucional.- Hospitales, escuelas, universidades y entidades gubernamentales. |
| Agrícola | Se genera por la crianza de animales y la producción, cosecha y segado de cultivos y árboles que no se emplean para acondicionar suelos. |
| Industrial | Son el producto de los procesos de producción, mantenimiento de equipos e instalaciones, tratamiento y control de la contaminación |
| Construcción y demolición | Construcción, remodelación y reparación de edificios o de la demolición de pavimentos, casas, edificios, centros comerciales y otras estructuras. |

1.1.1 Características generales de los RSU

La cantidad de residuos sólidos urbanos producidos en una ciudad depende esencialmente de factores tales como el hábitat, nivel de vida y costumbres de la población, época del año, movimiento estacional, clima, nuevos métodos de acondicionamiento de mercancías, tipologías de envases y embalajes, etc. (Costa *et al.*, 1991).

En función de su origen, los diferentes tipos de residuos urbanos, se pueden agrupar de la siguiente forma (Tchobanoglous *et al.*, 1993):

Residuos domésticos o domiciliarios: son los residuos producidos en las viviendas que suelen incluir restos de comida, papel, cartón, plásticos, textiles, cuero, madera, vidrio, latas y otros elementos comunes de la actividad de consumo residencial. En

este grupo también pueden incluirse los residuos que tienen servicios especiales de recogida como los artículos voluminosos, electrodomésticos, baterías, etc.

Residuos comerciales: son los constituidos por los residuos de actividades relacionadas con los servicios empresariales a la comunidad como tiendas, restaurantes, mercado, edificios de oficinas, hoteles, imprentas, gasolineras, talleres mecánicos, etc.

Residuos institucionales: se trata de los residuos generados en centros públicos como escuelas, hospitales, cárceles, centros gubernamentales y de la misma naturaleza que los anteriores.

Residuos de construcciones y demolición: son los residuos que proceden de actividades de construcción, reparación, derribos, etc. y se componen en su mayoría de fragmentos de acero, hormigón, cerámicas, madera, etc.

Servicios municipales (excluyendo plantas de tratamiento): son los originados en la limpieza de calles, paisajismo, limpieza de cuencas, parques, plazas y zonas de recreo. Una fracción importante, incluida en este tipo de residuos, son los restos vegetales.

Plantas de tratamiento: son los residuos que derivan de plantas de tratamiento de aguas potables y residuales y procesos de tratamiento industrial. Están compuestos principalmente por fangos de depuración.

Residuos industriales: son los residuos que se generan en actividades industriales como la construcción, fabricación ligera y pesada, refinerías, plantas químicas, centrales térmicas, etc.

Los residuos en los que se centra este trabajo son los Residuos Domésticos o Urbanos (RU) y que en general se conocen como Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y aquellos que aunque pudieran tener un origen comercial o industrial sean asimilables a este tipo y hayan sido objeto de un mismo modelo de gestión en su recogida. Se excluyen específicamente los residuos especiales (voluminosos, electrodomésticos, baterías, etc.) que poseen un circuito de recogida diferenciado.

Para realizar una adecuada gestión y tratamiento de los residuos, es necesario conocer algunas de las propiedades de los mismos. Los residuos urbanos han sido caracterizados en cuanto a las propiedades físicas como las propiedades químicas. Dentro de las propiedades físicas de los residuos sólidos urbanos, destacan las siguientes:

Humedad. Oscila alrededor del 40% en peso, con un margen que puede situarse entre el 25 y el 60%. La máxima aportación de humedad la proporcionan las fracciones orgánicas, y la mínima, las fracciones inorgánicas.

Peso específico o densidad. Es un dato fundamental para dimensionar los recipientes de recogida. En los contenedores de residuos urbanos, la densidad oscila entre 0,1 y 0,3 kg/L, mientras que en los camiones compactadores puede alcanzarse la cifra de 0,6 kg/L.

Granulometría. Es necesario conocer el tamaño de los componentes de los RSU para el dimensionado de los procesos mecánicos de separación y, en concreto, para definir cribas y elementos similares que basan su separación exclusivamente en el tamaño. En concreto, en una primera fase, la luz de paso más utilizada en los equipos de separación de materia orgánica suele ser de 80 mm. En ocasiones se realiza un segundo cribado por luces de paso más pequeñas, de 30 mm o 15 mm, según la posterior valorización de las distintas fracciones.

Algunas de las propiedades químicas de los RU son factores condicionantes para determinados procesos de recuperación y tratamiento final. Entre las propiedades químicas más importantes destacan:

Composición química. Los RSU tienen una composición química muy variada, debido a la heterogeneidad de los materiales que lo componen. Especial cuidado hay que tener con los metales pesados, de cara a estudiar su aplicabilidad como enmienda orgánica.

Poder energético. En general, el poder calorífico de los RSU sin seleccionar está comprendido entre 1.500 y 2.200 kcal/kg.

Relación C/N. Es un parámetro que presenta una alta variabilidad dependiendo fundamentalmente de la fracción papel-cartón que contenga el residuo, que hace que dicha relación aumente. Como valor óptimo para la valorización biológica adecuada se considera el rango 20-35. En países desarrollados tiene valores superiores a 34, mientras que en los demás es inferior a 28.

Un estudio de fraccionamiento de RSU (Kiely, 1999) estableció dos fracciones principales: una parte orgánica y otra inorgánica. Dentro de cada una se pueden distinguir diferentes elementos:

- Residuos orgánicos:
 - ✓ Alimentos putrescibles: Constituidos por los restos de comidas.
 - ✓ Papel y cartón: en sus múltiples presentaciones y variaciones.
 - ✓ Plásticos: Polietileno de alta y baja densidad (HDPE y LDPE), Cloruro de Polivinilo (PVC), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Polietileno Tereftalato (PET) y otros plásticos multicapa.
 - ✓ Ropas y telas: Productos textiles, alfombras, gomas, pieles.
 - ✓ Residuos de jardín: Restos de poda y follaje.
 - ✓ Madera: Fragmentos, serrín, etc.
 - ✓ Otros restos orgánicos: Huesos, cueros, etc.

- Residuos inorgánicos:
 - ✓ Vidrio: Tanto incoloros como coloreados.
 - ✓ Metales: Latas, metales ferrosos y no ferrosos, piezas de aluminio.
 - ✓ Tierra y cenizas: Tierras, sólidos de desbaste, piedras, ladrillos y cenizas.
 - ✓ Otros no clasificados.

1.1.2 Residuos sólidos urbanos en México

Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) son aquellos generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos (NOM-083-SEMARNAT-2003).

Los residuos sólidos suelen estar compuestos por (Figura 1.1):

- Materia orgánica o FORSU (Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos): restos de la limpieza o de la preparación de alimentos.
- Papel y cartón: periódicos, revistas, publicidad, cajas y embalajes, etc.
- Plásticos: botellas, bolsas, embalajes, platos, vasos y cubiertos desechables, etc.
- Metales: latas, botes, etc.
- Vidrio.
- Otros.

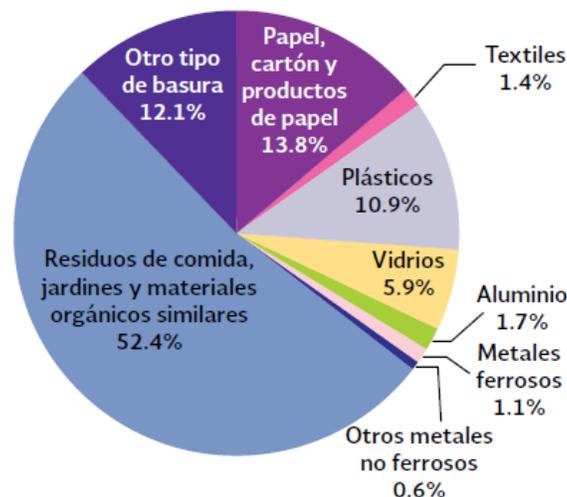


Figura 1.1: Composición de los RSU en México (DGEI., 2013).

1.1.3 Generación de residuos sólidos urbanos

Las cantidades de RSU que se generan en el mundo son muy variadas, dependiendo de varios factores como: nivel de desarrollo, condición socioeconómica y localización geográfica. En el caso de la Ciudad de México la cantidad de RSU generada por habitante por día para el año 2011 fue de 1.5 kg promedio, mientras que para los habitantes de la región Sur generaron en promedio $0.76 \text{ kg hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (SEDESOL, 2012; citado en SEMARNAT, 2013).

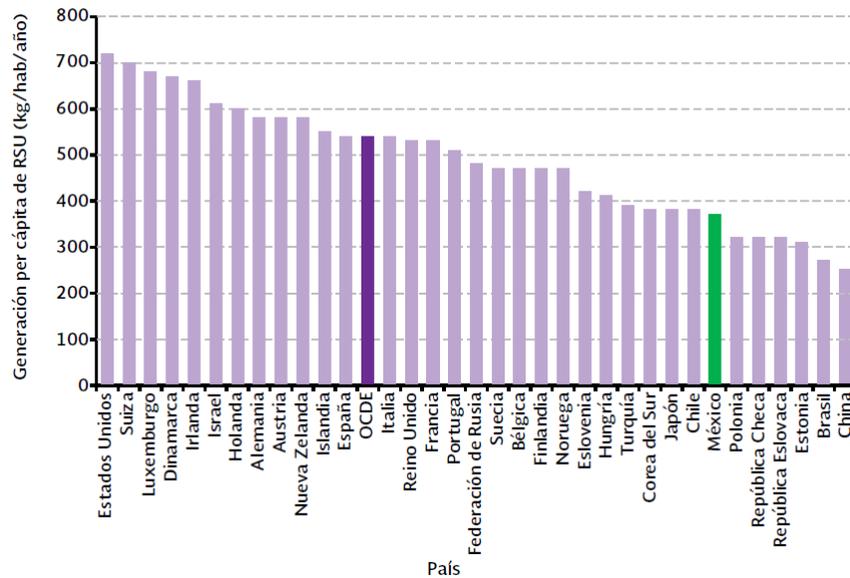


Figura 1.2: Generación per cápita en países de la OCDE. (Economic, Environmental and Social Statistics, 2013 citado en SEMARNAT, 2013).

A nivel nacional en el 2009, Veracruz se ubicó como la cuarta entidad federativa generadora de residuos sólidos municipales, con cerca de 5,671 Ton/día de basura, en su mayor parte depositadas en forma irregular por los ayuntamientos a orillas de ríos, arroyos, barrancas y zonas inundables. Mientras que en el 2000 se producían 1,724 millones de toneladas, en el año 2009 aumentó a 2,070 millones de toneladas, lo que implicó un crecimiento de casi 38,396 toneladas por año (INEGI, 2010).

Orizaba es un municipio del estado de Veracruz, ubicado en la zona centro montañosa del estado, sobre el valle del Pico de Orizaba, a una altura de 1230

metros sobre el nivel del mar. Cuenta con alrededor de 120 mil 911 habitantes. Sus coordenadas son 18° 51" latitud norte y 97° 06" longitud oeste. Tiene una superficie de 27.97 km², cifra que representa un 0.04% del total del estado. Su temperatura promedio es de 17.5°C y las precipitaciones alcanzan 994 mm anuales. Limita al norte con Mariano Escobedo e Ixhuatlancillo, al este con Ixtaczoquitlán, al sur con Rafael Delgado y al oeste con Río Blanco.

Durante el año 2010, el municipio de Orizaba, generó aproximadamente 36,832.66 Ton de residuos sólidos municipales (Departamento de limpia pública, 2010), teniendo una generación promedio de aproximadamente 100.91 Ton/día. Cabe mencionar que la generación y composición de los residuos sólidos municipales está directamente ligada a la participación de la industria y al comercio de la localidad, siendo en este caso Orizaba, un punto geográfico muy importante en el abasto regional de alimentos (Alvarado García, 2011).

1.1.4 Sistemas de gestión

Según (Tchobanoglous *et al.*, 1993) la Gestión del Residuo Urbano es un conjunto de operaciones realizadas desde su generación hasta su destino final. Comprende las cuatro fases descritas a continuación (Fernández y Ollay, 1997):

1. Pre-recogida: constituye la primera fase del proceso de gestión en la que los residuos son envasados para su evacuación, donde se utilizan bolsas o sacos desechables, cubos de basura, contenedores de ruedas o de gran capacidad.
2. Recogida: comprende un conjunto de operaciones hasta descargar los residuos en un centro de tratamiento. Los parámetros de operación, tales como rutas, frecuencias de recogida, horarios, equipos y personal, son decisivos en el costo global (60-80%) de la gestión. Esta fase se clasifica como: recogida tradicional (basuras en bolsas plásticas o cubos), recogida hermética (camión recoge de forma automática los contenedores), y recogida neumática.

3. Transporte: Existen distintas formas de realizar el transporte de los RSU, pudiendo realizarse en los propios camiones de recogida o bien utilizando instalaciones intermediarias denominadas estaciones de transferencia en las que se realiza un trasvase y compactación de las basuras.

4. Tratamiento: comprende un conjunto de operaciones destinadas a la eliminación, reducción o aprovechamiento de los recursos que contienen las basuras. Los métodos más utilizados son el vertido controlado, la incineración, el reciclado, el compostaje y más recientemente la biometanización.

Tradicionalmente, en México el modelo de gestión de Residuos Urbanos (RU) predominante ha sido la recogida no selectiva y su posterior eliminación mediante depósito en vertedero. Desde las administraciones competentes se pretende fomentar la separación selectiva de las fracciones de los residuos urbanos susceptibles de valorización y su reintroducción en los mercados de materias primas o de energía. En el caso del reciclado de la fracción orgánica, la calidad del compost obtenido depende fundamentalmente de la eficacia de esta recogida selectiva en origen.

1.2 Estrategias de tratamiento

En base a la gestión llevada a cabo con los RSU, se pueden establecer diferentes tratamientos para este tipo de residuo: separación y procesamiento, tratamientos térmicos, compostaje y/o biometanización y depósito en vertedero.

Los RSU no seleccionados son biológicamente inestables, pueden ser olorosos, y son esencialmente no útiles (Tchobanoglous, 1993). Así, algunas de las operaciones de procesamiento que se detallan a continuación son necesarias para la aplicación posterior de otras tecnologías de tratamiento.

Separación y procesamiento

Las operaciones básicas empleadas en la separación y procesamiento son:

Reducción de tamaño: Se utiliza esta operación para procesar materiales para su utilización directa como el caso del compost o como parte de una instalación de recuperación de fracciones valorizables.

Separación por tamaño: Implica la separación de una mezcla de materiales en dos o más porciones mediante el uso de superficies de criba.

Separación por densidad: Se ha aplicado en la separación de RSU triturados en base a dos componentes principales: fracción ligera (papel, plásticos y orgánicos) y fracción pesada (metales y madera entre otros).

Separación por campo electromagnético: Su aplicación directa es la recuperación y separación de metales férricos y no férricos.

Compactación: Su principal objetivo es aumentar la eficacia del almacenamiento y transporte de materiales.

Tratamientos térmicos

Los tratamientos térmicos de residuos se pueden clasificar en base a sus requisitos de oxígeno. Si tiene lugar con un déficit de oxígeno, combustión parcial, parte de la energía almacenada en forma de energía química del material orgánico, quedará liberada como gases de combustión. Este proceso se denomina gasificación. Si la gasificación es destilación seca (calentamiento sin entrada de aire, oxígeno o vapor) el proceso se denomina pirolisis (Kiely, 1999). Por otra parte, la conversión térmica de RSU con exceso de oxígeno se denomina incineración. Los sistemas de pirolisis y gasificación de RSU son minoritarios y no se encuentran tan extendidos como la incineración.

Una de las ventajas de los tratamientos térmicos es la reducción del espacio requerido en comparación con otras tecnologías. El aspecto más problemático es, sin embargo, las emisiones gaseosas generadas. Las incineradoras de RSU vienen siendo cuestionadas principalmente por las emisiones de gases ácidos, metales pesados, PCB's, y sobre todo, por la potencial carcinogenicidad de dioxinas y furanos (Domingo, 2000).

Por otro lado, la incineración necesita una alta inversión económica, ya que requiere un elevado aporte de energía externa, puesto que estos residuos tienen un poder calorífico bastante bajo. Asimismo, es preciso prever la posible contaminación derivada de los gases de combustión. El proceso de incineración se efectúa entre 800 y 1.000 °C, por lo que los residuos deben tener un PCI mínimo de 1.000 kcal/kg que permita que el sistema sea autosuficiente térmicamente (Bueno, 1997).

Compostaje

El compostaje es el proceso de descomposición biológica prioritario utilizado para la conversión de la fracción orgánica de los RSU a un material húmico estable de aplicación agrícola. El objetivo es su transformación en un producto orgánico denominado compost que se utiliza como “enmienda” de suelos para la agricultura (Fernández y Ollay, 1997).

En el proceso de elaboración de compost intervienen numerosos y variados microorganismos, en condiciones de humedad adecuadas y con sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, implicando el paso por una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas. Al final se producen productos de degradación, dióxido de carbono, agua y minerales, así como una materia orgánica estabilizada (compost), libre de fitotoxinas, y adecuada para su empleo en agricultura sin que provoque fenómenos adversos. Durante el proceso se pueden diferenciar dos etapas. La primera de ellas está caracterizada por una elevada actividad microbiana y en ella se metabolizan los sustratos fácilmente biodegradables, alcanzándose valores elevados de temperatura. Posteriormente, tiene lugar la fase de estabilización/maduración, durante la cual desciende la actividad celular, limitándose a reacciones de humificación por policondensación y polimerización, que dan lugar, finalmente, al compost. No obstante, según Gatón (2002) el proceso de compostaje se resume en las siguientes fases:

- **Alimentación:** llegada de residuos a la zona de recepción y almacenamiento para comenzar el sistema de tratamiento.
- **Clasificación:** separación de la fracción orgánica de rechazo.

- **Fermentación:** el proceso metabólico empleado por los diferentes tipos de microorganismos excreta enzimas que hidrolizan y transforman en el exterior los distintos compuestos complejos, para su posterior difusión a través de la membrana y su utilización en el interior celular.
- **Maduración:** el compost se apila en bloques que periódicamente son volteadas para favorecer la estabilización del producto.
- **Afino:** el compost se separa de los componentes inertes para mejorar su calidad.
- **Rechazo:** la fracción de rechazo se lleva a un vertedero controlado o a otros procesos para aprovechamiento de otras fracciones.

Además de los aspectos relacionados con la microbiología los factores que tienen mayor incidencia en este proceso son: tamaño de partícula del residuo, porcentaje de humedad, aireación, temperatura, acidez y alcalinidad. Las principales consideraciones de operación asociadas con la descomposición biológica aerobia de los residuos sólidos son las siguientes:

Relación C/N: que debe situarse en el rango de 25 a 50 para evitar que el N sea limitante o, por el contrario, evitar la formación de amoníaco.

Contenido en humedad: que debe estar en el rango entre 50 y 60% durante el proceso, con un valor óptimo del 55%.

Agitación y removido: previene el secado, aglomeración y canalizaciones en la circulación del aire. La frecuencia de esta operación depende del tipo de operación de compostaje seguido.

Agente desaglutinante: se añade para favorecer la porosidad de la masa a compostar y la circulación de aire en su interior (virutas de madera, materiales plásticos, etc.).

Las primeras instalaciones de compostaje utilizaban el proceso de “apilamiento y volteo” (wind-row). En este proceso la mezcla se coloca en largos apilamientos y, periódicamente, se procede a su removido y mezclado mecánico para introducir

aire, que tiene la doble función de suministrar el oxígeno necesario para el proceso y eliminar el exceso de calor generado. No obstante, el principal mecanismo de aireación consiste en el efecto natural tipo “chimenea” a través del apilamiento. Aunque existen otros sistemas (pilas estáticas aireadas y compostaje en reactor) el sistema wind-row sigue utilizándose en muchas instalaciones debido a su bajo costo.

Biometanización

Desde hace pocos años se viene utilizando en el sector de tratamiento de residuos orgánicos el término biometanización para referirse a la digestión anaerobia de este tipo de residuos. La biometanización es una tecnología biológica para transformar la materia orgánica en productos finales (CH_4 , CO_2 , H_2O , N_2 , etc.) a través de las complejas reacciones bioquímicas que tienen lugar en un cultivo microbiológico realizado en las adecuadas condiciones ambientales (ausencia de oxígeno atmosférico, adecuado pH y temperatura y suficiente tiempo de retención).

La justificación del empleo de esta técnica es la capacidad que tiene de producir un biogás con alto poder calorífico, y por tanto, con posible aprovechamiento energético. Aunque el compostaje aerobio se está imponiendo como tecnología biológica preferencial en la gestión de FORSU, algunas de las plantas de compostaje que existen en España constan de una unidad de biometanización previa a la unidad de compostaje aerobio.

El proceso de compostaje aerobio requiere una aportación neta de energía. En cambio, la biometanización no sólo no consume energía, sino que es productor de la misma. Además, este tipo de tratamiento contribuye por un doble motivo a la disminución de la producción de gases con efecto invernadero si el metano producido sustituye una fuente no renovable de energía (Flotats *et al.*, 2000). El balance energético positivo incide en una notable reducción de los costes de operación en la planta de tratamiento (Milán *et al.*, 2001)

Como contrapartida, la biometanización es una tecnología más compleja, en el sentido que requiere un mayor número de etapas de tratamiento. Esto repercute en un encarecimiento de la inversión inicial para su implantación. Hay que indicar,

como inconveniente añadido, que el efluente a la salida del digestor anaerobio no está plenamente estabilizado y que, para obtener un compost de calidad, es precisa una etapa final de compostaje. El tiempo de estabilización y el volumen de residuo a tratar en ésta última etapa habrán disminuido en comparación con un proceso aerobio, debido al tratamiento anaerobio previo.

Si comparamos ambos procesos respecto a la transformación global que tiene lugar y del producto final obtenido, la digestión aerobia elimina entre 50 y 80% de la materia orgánica en forma de biomasa microbiana y entre el 20 y 50% restante en forma de anhídrido carbónico y agua. En cambio, la digestión anaerobia transforma la materia orgánica en una mezcla de entre un 5 y 10% de biomasa y un 90-95% de metano y dióxido de carbono, en forma de biogás susceptible de aprovechamiento y valorización económica (Lissens *et al.*, (2001).

1.2.1 Tecnologías de recuperación de la energía de los RSU

Se pueden separar los procesos de recuperación de la energía de los residuos en dos grupos: Conversión Biológica y Conversión Térmica.

Conversión Biológica.- Este proceso es efectuado por bacterias mediante el proceso de digestión anaerobia, donde la fracción orgánica de los residuos se descompone de manera natural en ausencia de aire. Este proceso ocurre en rellenos sanitarios (algunos controlados y otros no) donde se genera una mezcla de gases, conocida como biogás, cuyos dos componentes principales son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂) (Arvizu, 2011).

Conversión Térmica.- El proceso térmico consiste en la conversión de los RSU en productos gaseosos, líquidos y sólidos mediante reacciones químicas inorgánicas. La conversión térmica de los residuos puede darse de tres formas diferentes: combustión, gasificación y pirólisis. En la combustión y en la gasificación la reacción química que se produce es exotérmica, lo que significa que se libera energía directamente. Sin embargo en la gasificación se obtiene un producto gaseoso con

un poder calorífico remanente que luego podrá ser aprovechado en una combustión posterior. En la pirólisis, la reacción es endotérmica, pero se obtiene un gas derivado cuyo poder calorífico también puede aprovecharse en una combustión posterior. En la Figura 1.3 puede observarse las diferentes opciones de conversión de residuos a sus formas secundarias de energía.

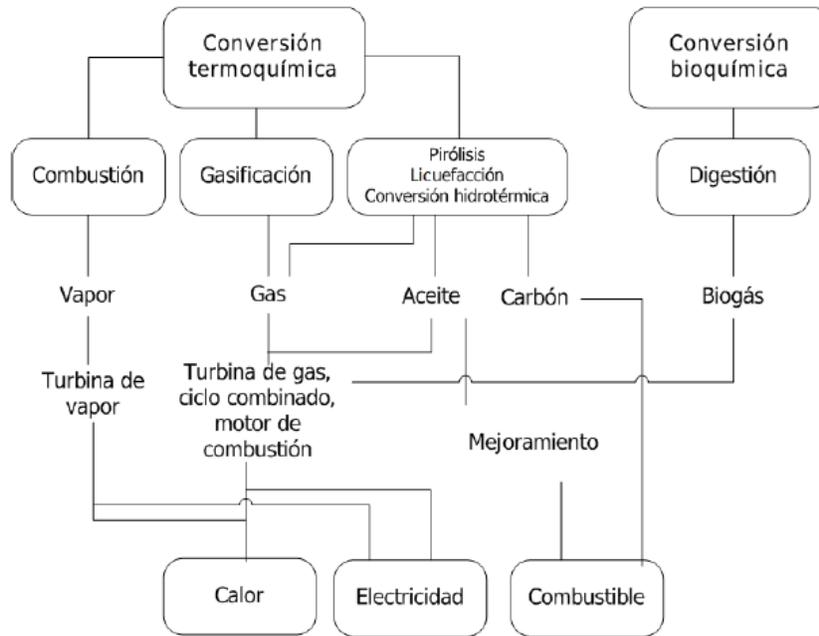


Figura 1.3: Opciones de conversión de biomasa a formas secundarias de energía (Saidur et al., 2011).

Dentro de las tecnologías de conversión térmica la más popular y extensa en su uso es la incineración o quema en grilla / parrilla, luego está la gasificación por lecho fluido burbujeante, circulante y fijo. Estas tecnologías se utilizan principalmente en plantas de gran escala (capacidad mayor a 500 ton/día).

1.3 Digestión anaerobia de RSOM

La digestión anaerobia de los residuos sólidos orgánicos es un tratamiento biológico llevado a cabo en ausencia de oxígeno para estabilizar la materia orgánica mientras se produce biogás. (Mata-Álvarez *et al.*, 2014). Consta esencialmente de 4 pasos

metabólicos principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Durante la hidrólisis los componentes orgánicos macromoleculares como la celulosa, lípidos y proteínas son transformados hidrolíticamente a sustancias más simples tales como aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Posteriormente la acidogénesis involucra la producción de ácidos grasos con bajo número de carbonos como el ácido acético, fórmico, propiónico y butírico. Finalmente las bacterias metanogénicas convierten el acetato a metano. Estas transformaciones involucran dos tipos de bacterias que son las encargadas de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico. (Vaccari *et al.*, 2006)

El producto final de la digestión anaerobia es el biogás que incluye (60-70% CH₄, 30-40% CO₂ y el resto siendo las impurezas) y un residuo orgánico. Esta tecnología se ha aplicado con éxito en el tratamiento de los desechos agrícolas, residuos de alimentos y de lodos de aguas residuales debido a su capacidad de reducir la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de los flujos de residuos y la producción de energía renovable. (Jain *et al.*, 2015).

En cada paso del proceso la producción de gas y tasas de descomposición de los residuos orgánicos son influenciados por diferentes factores, entre estos ácidos grasos volátiles (AGV), pH, tiempos de residencia (TR), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), temperatura, concentración de sustrato, biomasa, tamaño de partícula del sustrato y relación sustrato/inóculo (S:I) (Deublein y Steinhauser 2008).

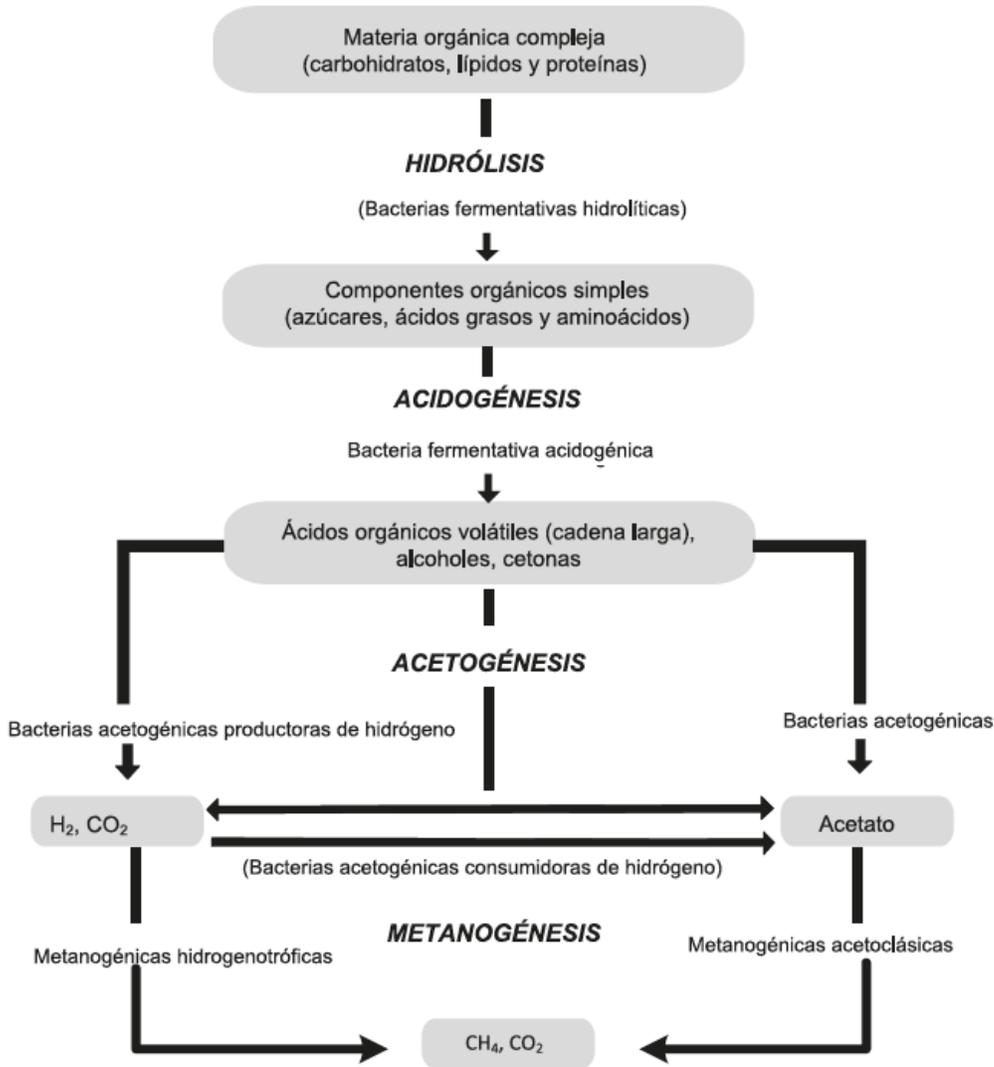


Figura 1.4 Esquema de la digestión anaeróbica de materia orgánica compleja (Moraes et al., 2015).

1.4 Etapas de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia presenta dos etapas sucesivas, denominadas como no metanogénica y metanogénica; en la primera fase se inicia la transformación de las moléculas que conforman la fracción orgánica, produciéndose así estructuras moleculares más simples; en esta fase del proceso suelen considerarse dos etapas, una hidrólisis seguida por la fermentación (conocida como acidogénesis) y

finalmente la β -oxidación (acetogénesis) (Mata, 2003 citado en Parra, 2016). Las etapas del proceso se describen a continuación:

1.4.1 Hidrólisis

Esta es la primera etapa en los procesos de digestión anaerobia, e involucra las enzimas, mediadoras de la transformación de materiales orgánicos solubles y componentes más grandes de masa molecular como lípidos, polisacáridos, proteínas, grasas y ácidos nucleicos, entre otros (Adekunle y Okolie, 2015); esta etapa es generalmente el paso limitante de la digestión anaeróbica cuando la materia orgánica sólida es utilizada como sustrato (Cazier *et al.*, 2015). Este paso es llevado a cabo por anaerobios estrictos como bacteroides, clostridium y bacterias facultativas como estreptococci. Esta primera etapa es muy importante debido a que grandes moléculas orgánicas son demasiado grandes para ser absorbidas y utilizadas directamente por los microorganismos como sustrato/fuente de alimento.

La velocidad de descomposición durante la etapa de la hidrólisis depende de la naturaleza del sustrato. La transformación de celulosa y hemicelulosa generalmente es más lenta que la descomposición de proteínas (Adekunle y Okolie, 2015; Kondusamy y Kalamdhah, 2014).

Para llevar a cabo la biodegradación, ciertos microorganismos secretan diferentes tipos de enzimas, llamadas enzimas extracelulares que “cortan” moléculas grandes en pedazos más pequeños para que los microorganismos pueden tomar dentro de la célula y utilizarla como una fuente de energía y nutrición. Los microorganismos que rompen diferentes azúcares son llamados sacarolíticos, mientras que los que rompen proteínas son llamados proteolíticos (Kondusamy y Kalamdhah, 2014).

Es decir, en esta etapa es aquella donde los compuestos orgánicos complejos como lípidos o proteínas, son separados por acción de enzimas hidrolíticas en diferentes

moléculas solubles y fácilmente degradables como azúcares o ácidos grasos de cadena larga. Además, define que las bacterias responsables de dicho proceso son las bacterias hidrolítico acidogénicas.

1.4.2 Acidogénesis

Los monómeros producidos en la fase hidrolítica son absorbidos por diferentes bacterias facultativas y obligatorias, se degradan en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, propiónico, acético, hidrógeno y dióxido de carbono (Arango y Sánchez, 2009).

La concentración de hidrógeno formado como producto intermedio en esta etapa influye en el tipo de producto final formado durante el proceso de fermentación. Por ejemplo, si la presión parcial de hidrógeno fuera demasiada alta, esta podría disminuir la cantidad de componentes reducidos.

En general, durante esta fase, azúcares simples, ácidos grasos y aminoácidos son convertidos en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle y Okolie, 2015).

1.4.3 Acetogénesis

Los productos obtenidos en la fase acidogénica se consumen como sustratos para los demás microorganismos. Los productos que no pueden ser directamente convertidos a metano por las bacterias metanogénicas son convertidos en sustratos metanogénicos, ácidos grasos volátiles y alcoholes los cuales son oxidados en sustratos metanogénicos como acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, AGV con cadenas de carbono largas son oxidadas en acetato e hidrógeno. Es importante que los microorganismos los cuales llevan a cabo las reacciones de oxidación anaeróbica colaboren con el siguiente grupo, microorganismos formadores de metano. Esta colaboración depende de la presión parcial de hidrógeno presente en

el sistema. Bajo condiciones de oxidación, los protones son utilizados como aceptores finales de electrones que conllevan a la producción de H₂. Sin embargo, estas reacciones de oxidación solamente pueden ocurrir si la presión parcial de H₂ es baja, lo que explica por qué la colaboración con los metanógenos es muy importante ya que continúan consumiendo el H₂ para producir metano (Adekunle y Okolie, 2015).

1.4.4 Metanogénesis

En la fase metanogénica, la producción de metano y dióxido de carbono a partir de productos intermedios se lleva a cabo por bacterias metanogénicas bajo condiciones anaeróbicas estrictas. La metanogénesis es un paso crítico en la totalidad del proceso de digestión anaeróbica, ya que es la reacción bioquímica más lenta del proceso (Adekunle y Okolie, 2015). El acetato, H₂ y CO₂ son transformados en CH₄ por dos tipos de microorganismos: metanógenos acetotróficos utilizando acetato como sustrato y produciendo 70 % de metano en la digestión anaeróbica como *Methanosaeta concilii* ó *Methanosarcina acetivorans* y *Metanógenos hidrogenotrófico* utilizando CO₂ e H₂ como sustratos, tales como *Metanobacterium bryantii* ó *Metanobrevibacter arboriphilus* (Cazier et al., 2015).

La metanogénesis es la fase limitante en la D.A. de sustratos fácilmente degradables. La velocidad de crecimiento de estos microorganismos a menudo resulta en la acumulación de AGV y consecuentemente inhibición de actividad metanogénica de microorganismos (Gonzales, Sialve y Molinuevo, 2015).

1.5 Microbiología de la digestión anaerobia

Grupo I: Bacterias Hidrolíticas – Fermentativas

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia Enterobacteriaceae, además los géneros Bacillus,

Peptostreptococcus, Propionibacterium, Bacteroides, Micrococcus y Clostridium. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros Clostridium, Peptococcus, Bifidobacterium y Staphylococcus. Bacterias como Anaerovibrio lipolytica con actividad lipolítica han sido aisladas del rumen; igualmente la Butyrovibrio fibrisolvens hidroliza fosfolípidos cuando crece con azúcares fermentables como fuente de carbono.

Grupo II: Bacterias Acetogénicas

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 es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA)”, mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H_2 (metanógenos hidrogenofilicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrogeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H_2 a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como “relación sintrófica” o “transferencia interespecífica de hidrógeno”. Solamente un limitado número de especies del grupo OHPA han sido aisladas; probablemente existan más, pero aún no son conocidas. Dentro de las especies aisladas se pueden mencionar:

- Syntrophomonas sapovorans
- Syntrophobacter wolinii
- Syntromonas wolfei
- Syntrophospara bryantii
- Syntrophus buswellii

Dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como “bacterias homoacetogénicas” las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO_2 , como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia. Aunque este grupo no es un grupo taxonómico definido, en él se incluyen una variedad de bacterias Gram (+) y Gram (-) formadoras de esporas como: *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Díaz-Báez, 2002 citado en Parra, 2014).

Grupo III: Bacterias Metanogénicas

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo actualmente conocido como Archaea, cuyos miembros presentan características diferentes a las encontradas en Bacteria. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. Las bacterias metanoogénicas son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto del metabolismo energético. A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. La actividad metanogénica es mucho mayor en ecosistemas de aguas dulces y terrestres, la menor actividad detectada en océanos, se debe a la alta concentración de sulfatos, condición que favorece la sulfato reducción en sedimentos marinos (Zinder 1998 citado en Parra, 2014).

Con base en el tipo de sustrato utilizado, las bacterias metanogénicas se subdividen en tres grupos:

Grupo 1: utiliza como fuente de energía H_2 formato y ciertos alcoholes, el CO_2 es el aceptor final de electrones el cual es reducido a metano;

Grupo 2: utiliza una amplia variedad de compuestos que tienen el grupo metilo. Algunas de las moléculas son oxidadas a CO_2 , el cual actúa con aceptor final de electrones y se reduce directamente a metano;

Grupo 3: aunque la mayor parte del metano que se genera en la naturaleza proviene del rompimiento del acetato, la habilidad de catabolizar este sustrato está limitada a los géneros: *Methanosarcina* y *Methanosaeta* (*Methanotrix*). Es frecuente encontrar en reactores anaerobios, una competencia por el acetato entre estos dos géneros, sin embargo, las bajas concentraciones de acetato que usualmente predominan al interior de los reactores favorece el crecimiento de las *Methanosaeta* (Díaz y Báez, 2002 citado en Parra, 2014).

1.6 Parámetros fisicoquímicos y biológicos que influyen en la digestión anaerobia

Como todo proceso biológico, la digestión anaerobia se efectuará satisfactoriamente o no dependiendo de las condiciones que estén presentes en el medio. Para posibilitar el adecuado desarrollo de los microorganismos que actúan sobre la materia orgánica presente que son sometidas a esta biodegradación, es de gran importancia conocer en qué medida contribuyen o no a esta biodegradación. Diferentes parámetros físicos y químicos siempre están presentes en los procesos anaerobios (Acosta y Obaya, 2005), los factores principales que influyen en el proceso son:

1.6.1 Amonio

El amoniaco (NH_3) y amonio (NH_4^+), se acumulan durante el rompimiento de proteínas y es el principal inhibidor de los procesos de Digestión anaerobia. Concentraciones cerca de 1700-1800 mg/L pueden inhibir inóculos sin aclimatar, a través de la aclimatación, los niveles de amonio se pueden aclimatar a 5000 mg/L (Yenigun y Demirel, 2013).

1.6.2 Temperatura

La temperatura influye considerablemente en el crecimiento y supervivencia de microorganismos, sin embargo el tratamiento anaeróbico es posible en todos los tres rangos de temperatura (psicrofílica, mesofílica y termofílica), usualmente la baja temperatura conduce a declinar en la velocidad de crecimiento y actividad metanogénica. La actividad metanogénica a esta temperatura el rango es 10 a 20 veces más lento que la actividad a 35°C (Rizvi *et al.*, 2015). La D.A. termofílica (55-70°C) tiene una ventaja sobre la digestión mesofílica (37°C) resultando en una velocidad de reacción más rápida y mayor productividad comparada con la D.A. mesofílica. Las condiciones óptimas para D.A. podría ser hidrólisis/acidogénesis termofílica y metanogénesis mesofílica (Mao *et al.*, 2015).

La estructura de las comunidades microbianas activas a las dos temperaturas óptimas es bastante diferente. Un cambio de temperatura mesofílica a termofílica (o viceversa) puede resultar en una disminución marcada en producción de biogás. Incluso pequeños cambios en temperatura, de 35°C a 30°C a de 30°C a 32°C han mostrado reducir la velocidad de producción de biogás (Ward *et al.*, 2008).

1.6.3 Tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulico ha sido investigado debido a su efecto sobre la productividad de biogás; se ha reportado ser uno de los parámetros más importantes afectando significativamente la ecología microbiana en reactores (Andreas y Kornaros, 2015; Rizvi *et al.*, 2015).

A TRH prolongado de más de 12 días, la velocidad de producción de metano disminuye. AGV, especialmente propionato, se acumula cuando TRH disminuyen. Lo anterior podría explicar porque la producción de gases es reducida a TRH cortos. Un incremento significativo en producción de gas, porcentaje de metano, DQO y

utilización de AGV y procesos de estabilización fueron obtenidos cuando TRH se incrementó de 1 a 2 días (Hassan y Nelson, 2012).

1.6.4 pH

El pH del reactor afecta el proceso de la digestión anaerobia y eficiencia del proceso de digestión. Los metanógenos trabajan efectivamente entre rango de pH de 6,5-8,2, con un pH óptimo de 7,0. Aunque se ha demostrado que el rango de pH óptimo para la máxima obtención de rendimiento de gas en la D.A es 6,5-7,5. El pH varía debido a varios parámetros como: AGV, concentración de bicarbonato y alcalinidad del sistema y también por la fracción de CO₂ producido durante el proceso. Para mantener el valor de pH constante es esencial controlar la relación entre AGV y concentraciones de bicarbonato que podrían ser añadidos en el reactor continuo durante el periodo de inicio (Kondusamy y Kalamdhad, 2015).

El pH desempeña un papel importante, ya que está asociado a la ocurrencia de fenómenos de acidificación, que afectan negativamente el proceso. Algunos autores afirman que la D.A. es más eficiente a valores de pH cercanos a la neutralidad, diferentes estudios sobre la influencia del pH, indican que no se puede generalizar, debido a aspectos, como las características fisicoquímicas del sustrato, que pueden aportar capacidad buffer y a que cada grupo microbiano implicado en la degradación anaerobia tenga un rango de pH óptimo específico (Parra *et al.*, 2014).

1.6.5 Alcalinidad

Concentraciones altas de alcalinidad por encima de 6500 mg/L y valores de pH superiores a 7.4 sugieren que la actividad bacteriana puede verse afectada debido a varios efectos tóxicos de alcalinidad. Las sales tóxicas disminuyen la actividad bacteriana. La utilización de algunas sales en los digestores para el control de pH es común, sin embargo, algunas de ellas como sales de potasio y amonio causan efectos tóxicos (Yenigun y Demirel 2013).

Es importante mantener la alcalinidad suficiente en el sistema para mantener el pH en el rango óptimo debido a que los procesos de D.A. generan ácidos orgánicos intermedios. La alcalinidad es generada durante los procesos de D.A., tal es el caso de proteínas que se encuentran en las aguas residuales, las cuales eliminan amonio y sales orgánicas. Sin embargo, agentes alcalinizantes pueden ser añadidos al influente para incrementar el buffer del medio.

El monitoreo de la alcalinidad en reactores anaerobios es más eficiente que el monitoreo de pH, principalmente debido a que la alcalinidad es expresada en escala lineal, mientras el pH es escala logarítmica. Por lo tanto, una pequeña disminución en pH implica un gran consumo de alcalinidad, resultando es una considerable pérdida de capacidad buffer (Moraes, Zaiat y Bonomi, 2015).

1.6.6 Velocidad de carga orgánica

La V.C.O. representa la cantidad de alimento suministrado a un digestor por día bajo condiciones continuas de alimentación. Con el incremento de V.C.O., el rendimiento de biogás se incrementa. La inhibición bacteriana ocurre debido a una alta V.C.O. provocando actividad en la hidrólisis/acidogénesis más que la actividad bacteriana en la metanogénesis, de esta manera se incrementa la producción de AGV, lo cual eventualmente provocaría una acidificación irreversible. Posteriormente, el pH del digestor disminuiría y el proceso de hidrólisis sería inhibido (Mao et al., 2015).

1.7 Digestión anaerobia en dos etapas

Estudios previos han demostrado que la digestión anaerobia en una sola etapa de residuos se dificulta sin una dilución del residuo, control del pH o co-digestión con otros sustratos con alta capacidad buffer (Bjornsson *et al.*, 2000; Parawira *et al.*, 2004). Para evitar tales problemas es recomendable el uso de una configuración de dos etapas para impedir el desequilibrio entre los procesos de hidrólisis/acidogénesis y metanogénesis. La primera etapa incluye la

hidrólisis/acidificación y solubilización, produciendo un lixiviado con compuestos orgánicos solubles, mayormente ácidos grasos volátiles. El lixiviado es entonces convertido en biogás en la segunda etapa, la metanogénesis (Parawira *et al.*, 2004).

En años recientes los estudios de la digestión anaerobia de residuos sólidos orgánicos han estado encaminados hacia el aumento en los rendimientos de producción de metano y remoción de materia orgánica.

1.8 Clasificación de la Digestión Anaerobia

Existen diversos criterios para la clasificación de la digestión anaerobia, generalmente en función a las condiciones de operación, la más frecuente es la que clasifica al proceso en función de la temperatura, sin embargo también se puede clasificar de acuerdo a la carga orgánica tratada, el número de digestores empleados en el proceso y el tipo de sustrato (Tabla 1.2).

Tabla 1.2 Clasificación de la digestión anaerobia (Fuente: Vásquez, 2009)

| Criterio | Clasificación |
|------------------|---|
| Temperatura | Psicrofílica (<20°C) Mesofílica (20°-40°C) Termofílica (50°C 60°C) |
| Carga orgánica | Baja Media Alta |
| Número de etapas | Una sola etapa Dos etapas Multietapa |
| Tipo de sustrato | Aguas residuales Lodos residuales Residuos sólidos orgánicos Combinación de las anteriores |

1.9 Biopelícula

Una biopelícula es un conjunto de microorganismos que generalmente construyen y viven en conglomerados o comunidades celulares.

La estructura química y la fisiología de las biopelículas varían de acuerdo con la naturaleza de las especies que la conforman y del medio ambiente donde se encuentra. Las biopelículas ofrecen a los microorganismos beneficios tales como protección contra agentes dañinos y cambios drásticos en el medio ambiente, y contra los depredadores. Sin embargo, los organismos que la conforman deben competir por el espacio y los nutrientes dentro de la biopelícula (Branda *et al.*, 2005).

La biopelícula está formada por pequeños conglomerados celulares sumergidos en una red de polímeros producidos por las mismas células. El carbono que forma estos polímeros extracelulares (PEC) representa entre el 50 y el 90 % del carbono total en una biopelícula (González-Brambila, López-Isunza, 2008).

Los PEC dentro de una biopelícula forman poros y canales por donde fluye líquido, proporcionando sustrato a las células. (De Beer *et al.*, 1994), utilizando un microscopio confocal, encontraron que el diámetro promedio de los poros es de aproximadamente 50 μm y que éstos se encuentran tanto en dirección vertical como horizontal dentro de la biopelícula.

1.9.1 Procesos anaerobios de biopelícula

La explotación de la habilidad natural de los microorganismos para unirse entre ellos y/o fijarse en una superficie sólida y formar una biopelícula representa una solución para incrementar significativamente la eficiencia de los procesos anaerobios por medio de la retención de biomasa microbiana (Hall, 1987; Annachhatre y Bhamidimar, 1992).

Las ventajas de los procesos anaerobios de biopelícula incluyen una alta concentración de biomasa en el reactor, manejo de altas cargas orgánicas, se previene el lavado en procesos continuos con altas tasas de dilución y existe una mayor estabilidad del proceso (mayor resistencia a condiciones extremas) (Demirci, 2007)

Sin embargo la digestión anaerobia en reactores de biopelícula no resulta atractiva, ya que requiere largos periodos de arranque que pueden ir desde los 2 a 9 meses (Luawers et al, 1989). Esto discrimina a los procesos anaerobios cuando se comparan con los sistemas aerobios, los cuales pueden ser arrancados más rápido.

1.9.2 Etapas en la formación de una Biopelícula

En el instante en que un reactor de biopelícula es inoculado y alimentado con el residuo a tratar, la biopelícula comienza a formarse en el medio de soporte. El desarrollo de la biopelícula se lleva a cabo en las siguientes etapas y se ilustran en la Figura 5 (Dreeszen, 2003).

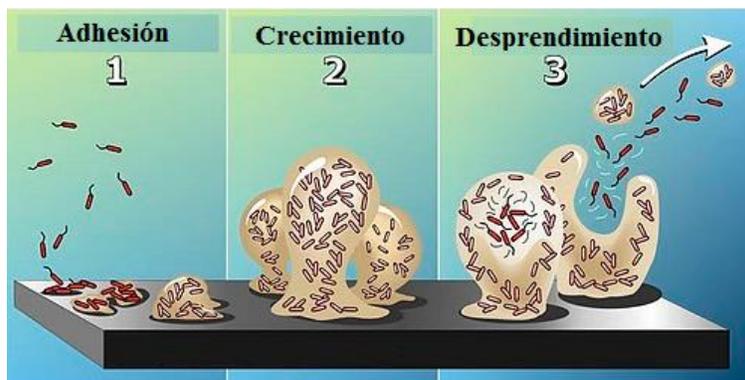


Figura 1.5. Etapas en la formación de una biopelícula (Stoodley & Dirckx, 2003)

1.9.3 Acondicionamiento de la superficie

Las primeras sustancias asociadas con la superficie no son bacterias, sino trazas de compuestos orgánicos. Inmediatamente después de que la superficie del medio de soporte entra en contacto con el inóculo-residuo, una capa orgánica se deposita en la interfase sólido-líquido. Entonces se dice que se forma una capa acondicionada, la cual neutraliza la carga y energía libre de la superficie, además esta capa funciona como fuente de nutrientes para las bacterias.

1.9.4 Adhesión de bacterias pioneras

En el reactor, al existir agitación, algunas de las bacterias presentes en el medio, se aproximan hacia la superficie del medio de soporte y entran en contacto con la capa límite, se adsorben en la superficie por algún tiempo y se desorben (adsorción reversible). Después algunas de estas bacterias forman estructuras que quedan permanentemente adheridas a la superficie (adsorción irreversible), con esto comienza la formación de la biopelícula.

1.9.5 Formación de mucosidad

Una vez que las bacterias se encuentran adheridas, estas comienzan a excretar polímeros extracelulares los cuales las mantienen agrupadas y unidas a la superficie del soporte, sirve como protección de sustancias tóxicas, así como medio de captación de nutrientes. Con la acumulación de nutrientes las bacterias pioneras comienzan a reproducirse, esto conlleva a incrementar el tamaño de la biopelícula.

1.9.6 Bacterias secundarias

Así como la mucosidad capta nutrientes presentes en el medio, también capta otros tipos de bacterias, las cuales metabolizan los residuos de las bacterias pioneras, a

su vez los residuos producidos por estas servirán de alimento para otro tipo de bacterias.

1.9.7 Biopelícula completada

Una biopelícula ya desarrollada funciona como un organismo vivo en la superficie del medio de soporte, es una comunidad compleja compuesta de diferentes especies de bacterias. La biopelícula puede incrementarse a través de la división de células ordinarias y la producción de nuevas bacterias pioneras, las cuales colonizarán nuevas secciones del medio de soporte.

1.10 Reactores de biopelícula anaeróbicos

Los reactores de biopelícula anaeróbicos son tecnologías atractivas con altas capacidades de carga de biomasa concentrada, resistencia a las sobrecargas hidráulicas u orgánicas con ningún requisito de mezcla mecánica. En comparación con los sistemas convencionales de tratamiento anaeróbico, los reactores de biopelícula podrían reducir significativamente el tiempo de puesta en marcha y aumentar las tasas de carga orgánica hasta 5 veces. Las biopelículas son comunidades microbianas unidas en los soportes de materiales y tienen capacidad para la eliminación efectiva de materia orgánica y la producción de metano. Varios reactores de biopelícula se han aplicado con éxito para el tratamiento de efluentes de alta carga orgánica (Karadag *et al.*, 2014).

1.11 La hidrólisis como factor limitante en la digestión anaerobia de los RSO

La hidrólisis es la fase donde se transforman gran parte de los polímeros complejos, particularmente compuestos como proteínas, lípidos, celulosa, hemicelulosa y lignina que constituyen los ROM. Debido a que en esta etapa es donde se da la mayor actividad enzimática en la digestión anaerobia, se generan los sustratos elementales para las otras fases del proceso y se constituyen los consorcios

microbianos asociados a la DA, es de gran importancia estudiar los factores que puedan alterar esta etapa (Lay *et al.*, 1997).

Por tal razón, diversos autores han estudiado la incidencia, sobre la hidrólisis especialmente en el caso de los ROM, de factores como el pH, la temperatura, el inóculo, el Tiempo de Retención de Sólidos-TRS, entre otros, puesto que la presencia de polímeros (proteínas, lípidos, celulosa, etc.) y el tamaño de estos hace en ciertas ocasiones difícil la transformación de este tipo de residuos (Blanco, 2011).

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS

El desarrollo del presente proyecto se describen las etapas y actividades realizadas para la obtención de la primera etapa que constó de la recolección de la materia prima llevada a cabo en el mercado Emiliano Zapata ubicado en la ciudad de Orizaba Veracruz para la caracterización de la fracción soluble, la cual se llevó a cabo en el Instituto Tecnológico de Orizaba y la operación del reactor de hidrólisis evaluando su desempeño en modo metanogénico pasándolo a modo hidrolítico y comparar el desempeño de ambas etapas para el proceso de digestión anaerobia de los residuos sólidos municipales presentando una alternativa de solución en el tratamiento y disposición final de los residuos generados en el municipio de Orizaba Veracruz, además se realizó la cuantificación de los residuos sólidos orgánicos por semana para observar que porcentaje de la fracción soluble era obtenida.

De igual modo se llevó a cabo la implementación de un sistema de separación de la fracción sólido-líquido para aumentar el desempeño del reactor obteniendo un menor tiempo de filtrado con la ayuda de una centrífuga en el proceso separación de la fracción soluble.

Una vez determinada las condiciones y características de los parámetros analizados se realizó una descripción de los parámetros monitoreados durante el acoplamiento de ambos sistemas donde se procedió a realizar una separación en dos etapas donde el efluente del reactor de hidrólisis alimentaba por separado los reactores EGSB y RLF1 para así evaluar su desempeño de ambos reactores.

Obteniendo la siguiente metodología se puede observar en la Figura 2.1 el proceso que se llevó a cabo en la planta de aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos en el Instituto Tecnológico de Orizaba.

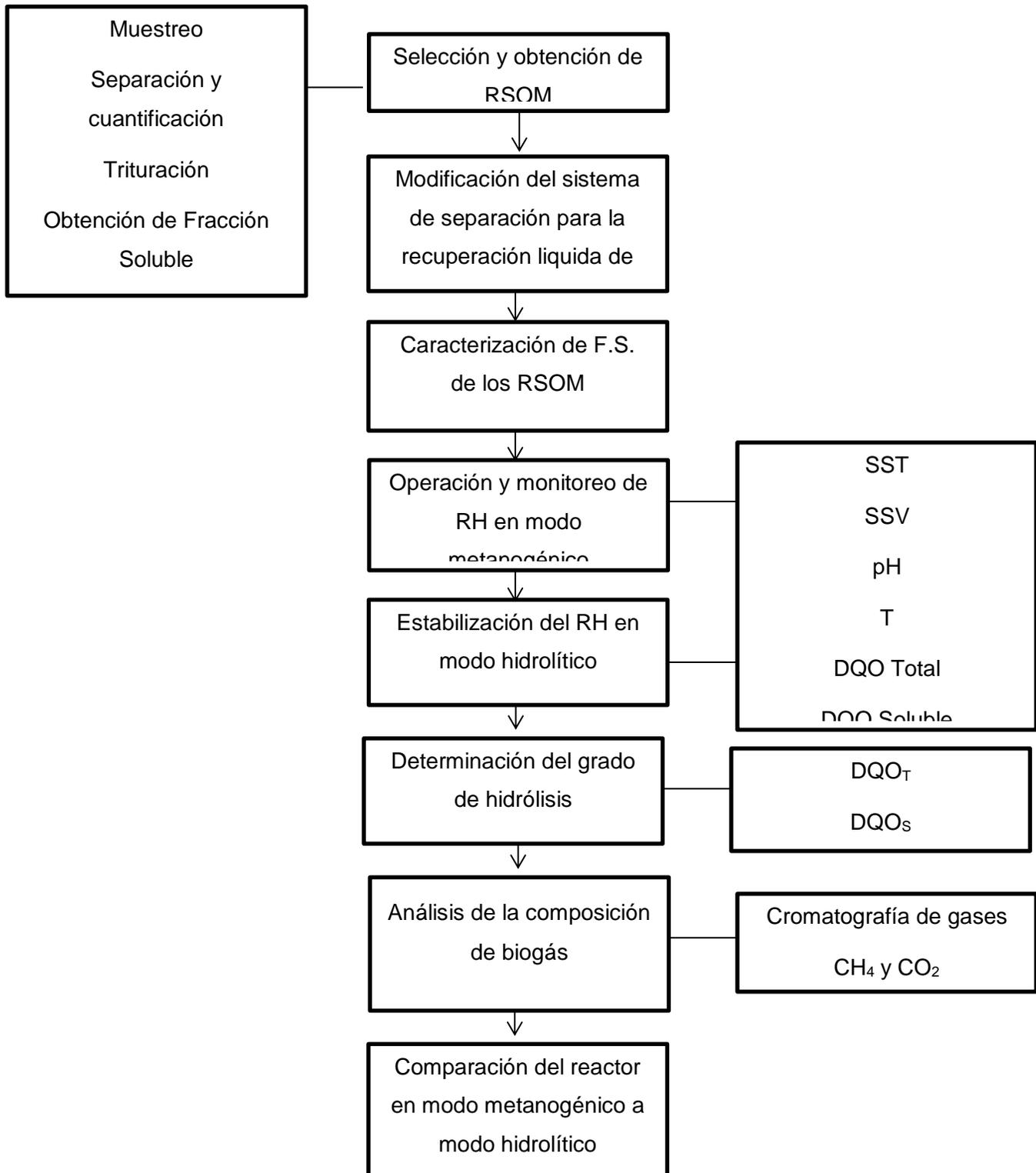


Figura 2.1. Metodología empleada en el desarrollo de la presente tesis

2.1 Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (PPARSOM)

Este proyecto se llevó a cabo en el Laboratorio de Investigación de Ingeniería Ambiental I, en la Planta piloto de aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos municipales (PPARSOM) que se encuentra ubicada en el Instituto Tecnológico de Orizaba, que se muestra en la figura 2.1 que consta de tres partes las cuales son:

1. Acondicionamiento y obtención de la fracción soluble de los RSOM
2. Pretratamiento de la fracción soluble
3. Digestión anaerobia de la fracción soluble de los RSOM



Figura 2.2. Planta Piloto de Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos Municipales (PPARSOM)

2.2 Obtención de los Residuos Sólidos Orgánicos Municipales

La recolección de los RSOM se obtuvo del mercado municipal “Emiliano Zapata” localizado en la ciudad de Orizaba, Veracruz. En su mayoría los residuos son de frutas y verduras que se transportan en tambos de 200 L. La recolección se realiza dos veces por semana, los días lunes y miércoles, ya que es cuando hay una mayor cantidad de residuos debido a las actividades propias del mercado.



Figura 2.3 Recolección de los RSOM

2.2.1 Cuantificación de los RSOM

La cuantificación se realizó por separación manual, esta determinación estuvo en función del muestreo de los RSOM. Los subproductos ya clasificados se pesaron y se anotaron en una bitácora de registro.

La cuantificación del remanente después del filtrado se realizó pesando la misma, por medio de una balanza con capacidad máxima de 120 Kg.

La determinación del peso de los RSM se basó de acuerdo lo estudiado en la norma NOM-AA-019-1985.

2.2.2 Acondicionamiento de los RSOM previo a la obtención de la fracción soluble.

Se retiraron distintos residuos manualmente que con frecuencia se llegaban a encontrar como huesos de las mismas frutas y verduras, así como distintos materiales inorgánicos los cuáles no eran útiles, el muestreo de los RSOM se realizó de acuerdo a la norma NOM-AA-015-1985; donde se describe el método de cuarteo para el muestro. Se realizó una reducción de tamaño de los residuos que pueden producir fallas en el equipo de trituración.



Figura 2.4 Acondicionamiento de los RSOM

2.3 Obtención de la fracción soluble de los RSOM

El proceso inicia con la obtención de los residuos sólidos orgánicos municipales para posteriormente obtener la fracción soluble de los RSOM que es la materia prima con la cual se alimentan los reactores. En esta fase se describe la metodología para su obtención.

2.3.1 Trituración

La trituración de los RSOM se realizó en un molino triturador de cuchillas con tornillo transportador marca VEYCO modelo MCV 320 con una capacidad máxima de 100 kg/h, de este equipo se obtendrá un líquido semisólido con contenido variable de agua, este líquido fue almacenado en recipientes de aproximadamente 200 L agregándole una cuarta parte de agua para solubilizar la materia orgánica.



Figura 2.5 Molino triturador de cuchillas con tornillo transportador

2.3.2 Filtración

Después de la trituración el líquido semisólido se dejó reposar por 24 horas antes de la etapa de filtrado. El filtrado se realizó en una criba con un diámetro de orificio de 4.5 mm. Al finalizar el filtrado se obtuvo dos fases, la fase sólida y la fase líquida siendo ésta la fracción soluble de los RSOM.

La fracción soluble de los RSOM se almacenó en un tanque donde posteriormente se extrajo para alimentar el reactor de hidrólisis, mientras que la fracción sólida junto con los huesos se devolvió al centro de transferencia de residuos.



Figura 2.6 Fracción soluble de los RSOM después del proceso de filtración

2.4 Caracterización de la fracción soluble de los RSOM

A la fracción soluble de los RSOM se le realizó las determinaciones analíticas mostradas en la Tabla 2.1 fundamentada principalmente en el Standard Methods (SM), cada determinación se realizó por duplicado para obtener mayor confiabilidad de los datos.

También la caracterización física de los RSOM consistió en la cuantificación de cada una de las fases obtenidas antes de triturar se realizó un primer peso para saber qué cantidad se obtenía en promedio por semana de residuos, también se cuantificó después de triturar y filtrar.

Primero se cuantificó la fase sólida y después la fase líquida y por último se determinaron los porcentajes de fase sólida y líquida.

Tabla 2.1. Caracterización física de los RSOM.

| Determinación | Unidad |
|-----------------------|---------------|
| <i>Fase sólida</i> | % m/m |
| <i>Fase líquida</i> | % m/m |
| <i>Volumen</i> | L |
| <i>Masa de sólido</i> | Kg |

Tabla 2.2 Parámetros evaluados a la fracción soluble de los RSOM.

| Determinación | Unidad |
|------------------------------|---------------|
| <i>DQO total</i> | g/L |
| <i>DQO soluble</i> | g/L |
| <i>ST</i> | g/L |
| <i>STV</i> | g/L |
| <i>pH</i> | [---] |
| <i>Volumen de biogás</i> | L |
| <i>Composición de biogás</i> | % |
| <i>GH</i> | [---] |

*SM= Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 1995)

2.4.1 Determinación de DQO_T y DQO_s

Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio. Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente. Se determinó DQO_t y DQO_s (Micro método colorimétrico 5220 Standard Methods). El porcentaje de remoción de la DQO se calculó con la ecuación (1).

$$\% \text{ Remoción } DQO := \frac{(DQO_{\text{entrada}} - DQO_{\text{salida}}) * 100}{DQO_{\text{salida}}} \quad (1)$$

2.4.2 Determinación de ST y STV

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas, así como la cantidad de materia orgánica contenida en aguas residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

Se determinaron Sólidos Totales (ST) y Sólidos Totales Volátiles (STV) por el método Gravimétrico de acuerdo a la Norma NMX-AA-034-SCFI-2001), el porcentaje de remoción de ST se calculó con la ecuación (2) y los STV con la ecuación (3).

$$\% \text{ Remoción } ST := \frac{(ST_{\text{entrada}} - ST_{\text{salida}}) * 100}{ST_{\text{salida}}} \quad (2)$$

$$\% \text{ Remoción } STV := \frac{(STV_{\text{entrada}} - STV_{\text{salida}}) * 100}{STV_{\text{salida}}} \quad (3)$$

2.4.3 Determinación de pH

El principio básico de la medida electrométrica del pH es la determinación de la actividad de los iones hidrógeno por medición potenciométrica usando un electrodo de hidrógeno estándar y un electrodo de referencia.

Se determinó el pH (método potenciométrico 4500-H+ B Standard Methods) del sistema RH-EGSB-RLFI en un seguimiento diario, se midió el pH al sustrato de entrada, así como el pH de cada respectivo reactor.

2.4.4 Cuantificación de biogás producido en los reactores

Para el seguimiento de la producción diaria de biogás del Reactor Hidrolítico se llevó a cabo el método volumétrico Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 1995) donde se colocó un dispositivo para almacenar el biogás mediante el desplazamiento de agua y así cuantificarlo de manera más sencilla.

2.4.5 Composición de biogás

Para la determinar la composición del biogás se utilizó un cromatógrafo de gases BuCK 310 con detector de conductividad térmica y columna empacada All Tech CTR-I, utiliza Helio a una presión de 70 psi como gas de arrastre, la temperatura de la columna es de 36 °C y la del detector es de 121 °C, la dosis de la muestra es de 2 ml por inyección.

2.4.6 Grado de hidrólisis

La hidrólisis se eligió en base a la caracterización física de la fracción soluble de los RSOM, específicamente por determinación de la demanda química de oxígeno total y soluble a la entrada y salida del reactor de biopelícula.

Utilizando la siguiente ecuación (Bouallagui et al., 2004):

$$R.H := \frac{[(DQOt.e - DQOs.e) - (DQOt.s - DQOs.s)] * 100}{DQOt.e - DQOs.e} \quad (4)$$

Dónde:

R.H = Rendimiento de hidrólisis (%)

$DQOt.e$ = DQO total entrada (g/L)

$DQOs.e$ = DQO soluble entrada (g/L)

$DQOt.s$ = DQO total salida (g/L)

$DQO_{s.s} = DQO_{soluble\ salida}$ (g/L)

2.5 Reactor de biopelícula en estado metanogénico

El reactor posee un sistema de biopelícula, la principal función de esta es aumentar el área de contacto, que permite una alta concentración de biomasa en el reactor, manejo de altas cargas orgánicas, así como una mayor estabilidad en el proceso, lo cual conlleva a un incremento en la tasa de hidrólisis.

Los reactores se operaron durante 180 días, la alimentación y el acondicionamiento de la fracción soluble se realizaron de acuerdo a la metodología establecida por Hernández (2012).



Figura 2.7. Reactor de biopelícula (exterior e interior)

2.5.1 Alimentación a los reactores EGSB y RLFI de la PPARSOM en modo metanogénico

De acuerdo a lo mostrado en la Figura 2.6 después de obtener la fracción líquida de los RSOM se alimentó el reactor de biopelícula el cuál después del proceso de digestión anaerobia el sustrato era retirado para alimentar a los reactores EGSB y RLFI de acuerdo a la metodología empleada por Magdaleno (2013) como se muestra en la figura 2.8.



Figura 2.8 Reactores EGSB y RLFI

2.6 Modificación y diseño del sistema de separación sólido-líquido para recuperar la fracción líquida de los RSOM

Se realizó un diseño en 3D en el programa AutoCAD de una bandeja cilíndrica de acero inoxidable la cual se implementó en el proceso de separación sólido-líquido introducida en una centrifuga para facilitar la recuperación de la fracción soluble de los RSOM con un diámetro de 33 cm por 45 cm de largo recubierta con una malla de acero inoxidable 304 de calibre 30 con una abertura de poro de 0.0541 cm. El esquema se presenta a continuación.

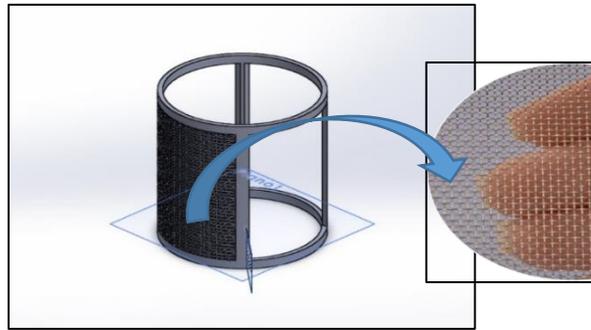


Figura 2.9. Diseño del sistema de separación sólido líquido en AutoCAD

2.6.1 Implementación de la modificación al sistema de separación sólido-líquido

Después de la trituración el líquido semisólido pasó al nuevo sistema de separación, el cual consistió en centrifugar la fracción semisólida durante un lapso de 10 minutos agregando una relación de 1:1 de agua- fracción semisólida para poder favorecer la obtención de la fracción líquida de los RSOM y el tiempo de filtrado así como disminuir el contenido de sólidos.



Figura 2.10 Proceso de filtrado modificado

2.7 Metodología general para modo metanogénico a hidrolítico

En la figura 2.11 se muestra la metodología experimental empleada para la modificación del sistema.

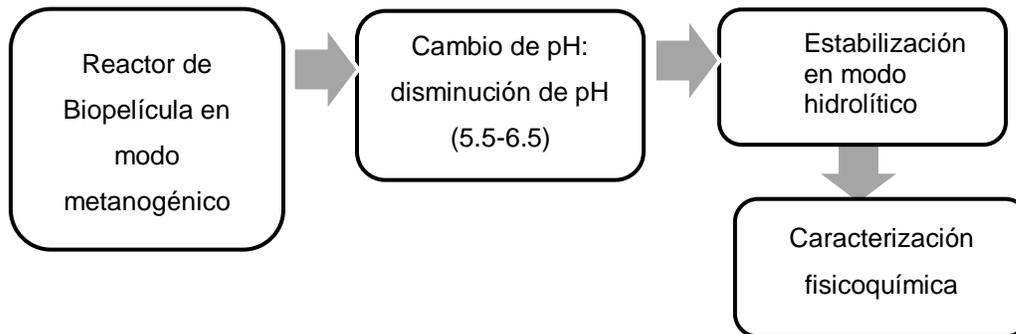


Figura 2.11 Metodología experimental

A pesar de que el pH óptimo de la metanogénesis es de alrededor de pH 7.0, el pH óptimo de la hidrólisis y la acidogénesis ha sido reportado como pH 5.5 y 6.5 (Kim *et al.*, 2003), es por eso tan importante la disminución del pH para poder llevar a cabo la estabilización del reactor en modo hidrolítico, así como llevar a cabo el monitoreo diario de la caracterización fisicoquímica de los parámetros más importantes (pH, DQO, ST, STV, volumen de biogás y composición de biogás) en base a Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 1995).

2.7.1 Rector de biopelícula nivel planta piloto en modo hidrolítico

En la parte de la digestión anaerobia de la fracción soluble de los RSOM se encuentra el reactor de biopelícula, cuya función fue realizar la etapa de metanogénesis y posteriormente cambiar las condiciones de operación para llevar a cabo la etapa de hidrólisis bacteriana de los RSOM, de acuerdo a Kim *et al.*, en el 2003 se ajustó el pH entre un rango de 5.5 a 6.5.

Este equipo está construido de fibra de vidrio teniendo un volumen útil de 1200 L y un volumen útil de 1000L, cuenta con una chaqueta de calentamiento de un volumen de 280 L, además consta con dos bombas de 0.5 HP, una para la alimentación (BA) de la fracción soluble y la otra para la recirculación (BR) (Figura 2.10).



Figura 2.12 Reactor de biopelícula en modo hidrolítico

Dentro del reactor de biopelícula se encuentra el sustrato y el material de soporte fabricado por fibras de nylon-poliéster que se encuentran fijas a paneles de aluminio.

2.7.2 Monitoreo del reactor de biopelícula en modo hidrolítico

Durante la operación del reactor de biopelícula en modo hidrolítico se monitorearon con los parámetros ya mostrados en la Tabla 2.2.

2.7.3 Alimentación a los reactores EGSB y RLFI de la PPARSOM

Después del ajuste a la entrada del reactor de biopelícula y después del proceso de hidrólisis el sustrato fue retirado para alimentar a los reactores EGSB y RLFI, ajustando el pH para estos reactores de 7.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos durante el desarrollo de la metodología experimental mencionada en el capítulo 2.

3.1 Caracterización de la fracción soluble de los RSOM

La cantidad promedio de residuos recolectados fue de 203 kg/semana de los cuales el 85.5% fue la fracción soluble, y el restante fue considerado como el remanente de los RSOM. En la Tabla 3.1 se encuentran los valores promedio para los parámetros determinados a la fracción soluble de los RSOM, obteniendo valores similares reportados por Miranda (2016).

Tabla 3.1 Parámetros evaluados a la fracción soluble de los RSOM

| <i>Determinación</i> | <i>Valor</i> | <i>Unidad</i> |
|----------------------|--------------|---------------|
| <i>DQO total</i> | 48.973 | g/L |
| <i>DQO soluble</i> | 35.497 | g/L |
| <i>ST</i> | 17.87 | g/L |
| <i>STV</i> | 15.23 | g/L |
| <i>pH</i> | 4.2 | [---] |

En base a los datos mostrados en la tabla 3.1 fue posible determinar la cantidad de fracción soluble a alimentar, la dilución a realizar y el ajuste del pH, esto con el fin de mantener condiciones estables durante cada etapa de operación del reactor.

3.2 Operación del reactor RB

Para la operación de los tres reactores fue necesario conocer las condiciones de operación de dichos reactores, por lo que las características de la fracción soluble varían así como los tiempos de operación. Se alimentó de manera diaria a partir de una mezcla de frutas y verduras, teniendo TRH distintos, en la Tabla 3.2 se muestra las condiciones de operación de los distintos reactores.

Tabla 3.2. Condiciones de operación del sistema de reactores RB-RLFI-EGSB

| Sistema RB-RLFI-EGSB | | |
|-----------------------------|-------------------|------------------|
| Reactor | Vol. Total (L) | Vol. Útil (L) |
| RB | 1200 | 1000 |
| RLFI | 1257 | 830 |
| EGSB | 3530 | 2470 |

3.2.1 Monitoreo del pH en estado metanogénico del RB

Como el pH de la fracción soluble (F.S) es predominantemente ácido es necesario realizar un ajuste de pH antes de introducirla al reactor de biopelícula para lo cual se adiciona una solución de hidróxido de sodio 3N, pero el pH presenta diversas variaciones al mezclarse con la muestra interna del reactor, por lo que es de vital importancia mantener un pH neutro dentro del reactor, ya que este es el óptimo para que las bacterias metanogénicas lleven a cabo la producción de biogás.

La Figura 3.1 muestra los resultados del monitoreo diario de dicho parámetro donde se observa un pH con carácter ácido de la fracción soluble de los RSO de entrada el cuál que se debe ajustar antes de la alimentación del reactor de biopelícula para evitar una inhibición de la etapa metanogénica obteniendo un valor promedio para el sustrato de entrada de 4.57 y un valor de 7.02 para el Reactor de biopelícula.

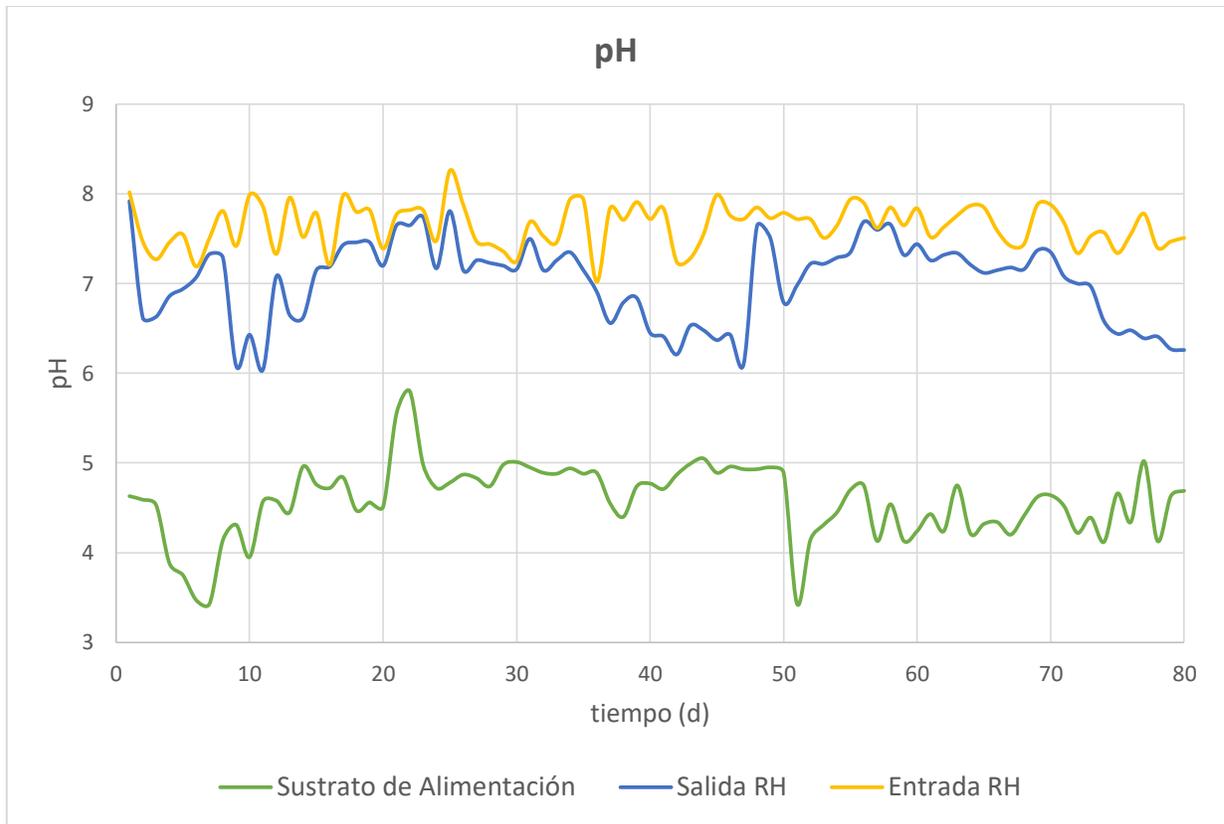


Figura 3.1 Monitoreo de pH del Reactor de Hidrólisis

3.2.2 Remoción DQO total del RB en estado metanogénico

La alimentación del reactor de biopelícula fue de manera diaria con un volumen de 100 L del sustrato que era colocado en un tanque de almacenamiento con una concentración promedio de DQO total de 34.01 g/L de materia orgánica. El porcentaje de remoción de dicha concentración fue de alrededor de 25.81 % en promedio, después de un TRH de 1 día en el interior del reactor, como se puede

observar en la Figura 3.2. Durante los primeros días se observan altas cargas orgánicas a la entrada de DQO del reactor esto debido a que no existía un buen filtrado ya que se llevaba a cabo manualmente, se decidió disminuir la concentración para una mejor recirculación del reactor, ya que en un inicio la potencia de la bomba no era lo suficientemente capaz de realizar un adecuado bombeo, se tomaban dos muestras una al iniciar el día cuando se realizaba la alimentación del reactor y otro a la mitad del día, para un mejor control en el monitoreo de datos de remoción de materia orgánica del reactor.

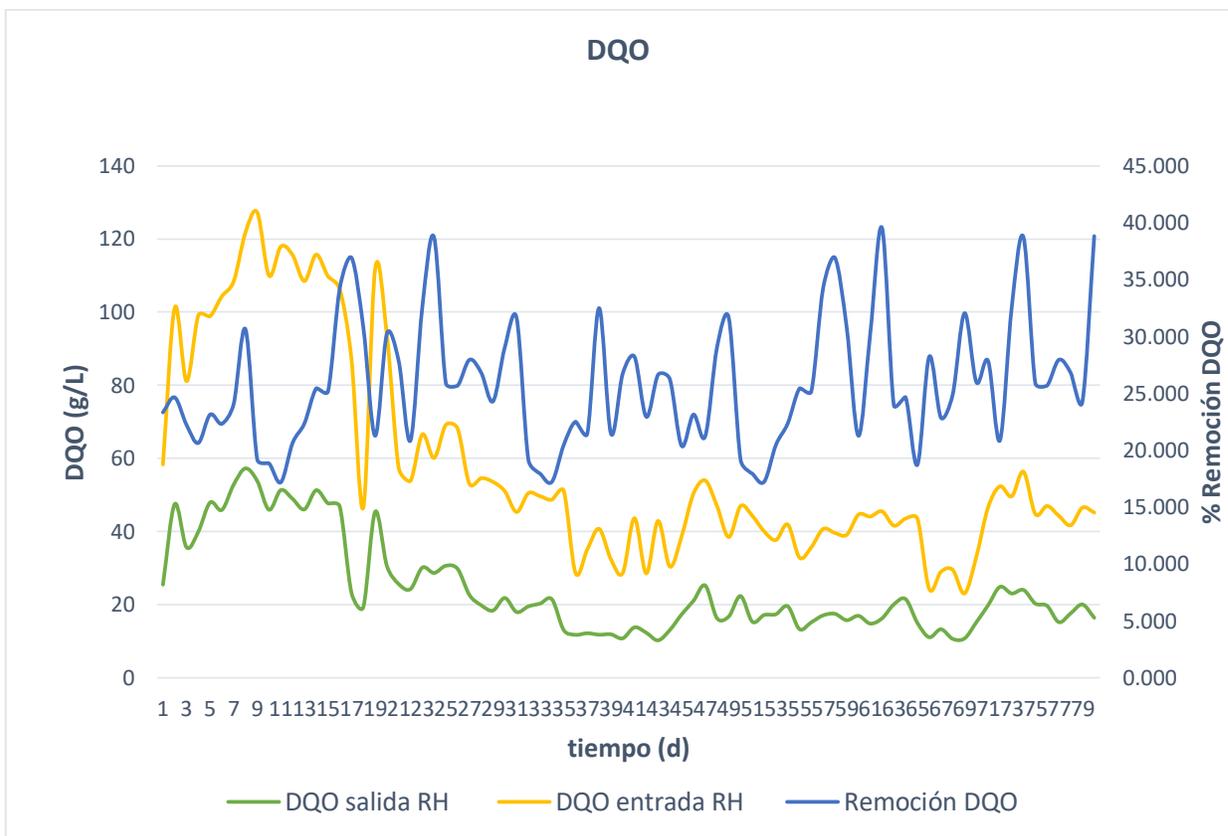


Figura 3.2 Monitoreo de DQO del Reactor de Biopelícula

3.2.3 Remoción ST del RB en estado metanogénico

De acuerdo a la caracterización del sustrato de alimentación existía en promedio una concentración de 17.87 g/L, con una remoción en promedio de 46.6% del parámetro de solidos totales para el reactor hidrolítico, este valor de degradación puede ser corroborado por Magdaleno, 2013, que reporta resultados del 30%, en esta investigación se alcanzó una mayor remoción esto debido a que ya no existía el problema del lavado de la biopelícula mejorando dicho parámetro. La Figura 3.3 y 3.4 se muestra el comportamiento de tuvo los ST y STV respectivamente en modo metanogénico.



Figura 3.3 Monitoreo de ST del Reactor de Biopelícula

3.2.4 Remoción STV del RB en estado metanogénico

En la Figura 3.4 se muestran los porcentajes de remoción de STV durante el periodo de operación bajo condiciones metanogénicas. El porcentaje de remoción de STV durante los días de operación aplicando un tiempo de residencia hidráulica de 1 día tuvieron un valor promedio del 59%, hay que recordar que los STV son un indicador de la materia orgánica presente en el medio, estos valores resultan ser similares a los reportados por Alvarado (2011) durante al arranque y operación durante 80 días de este equipo.

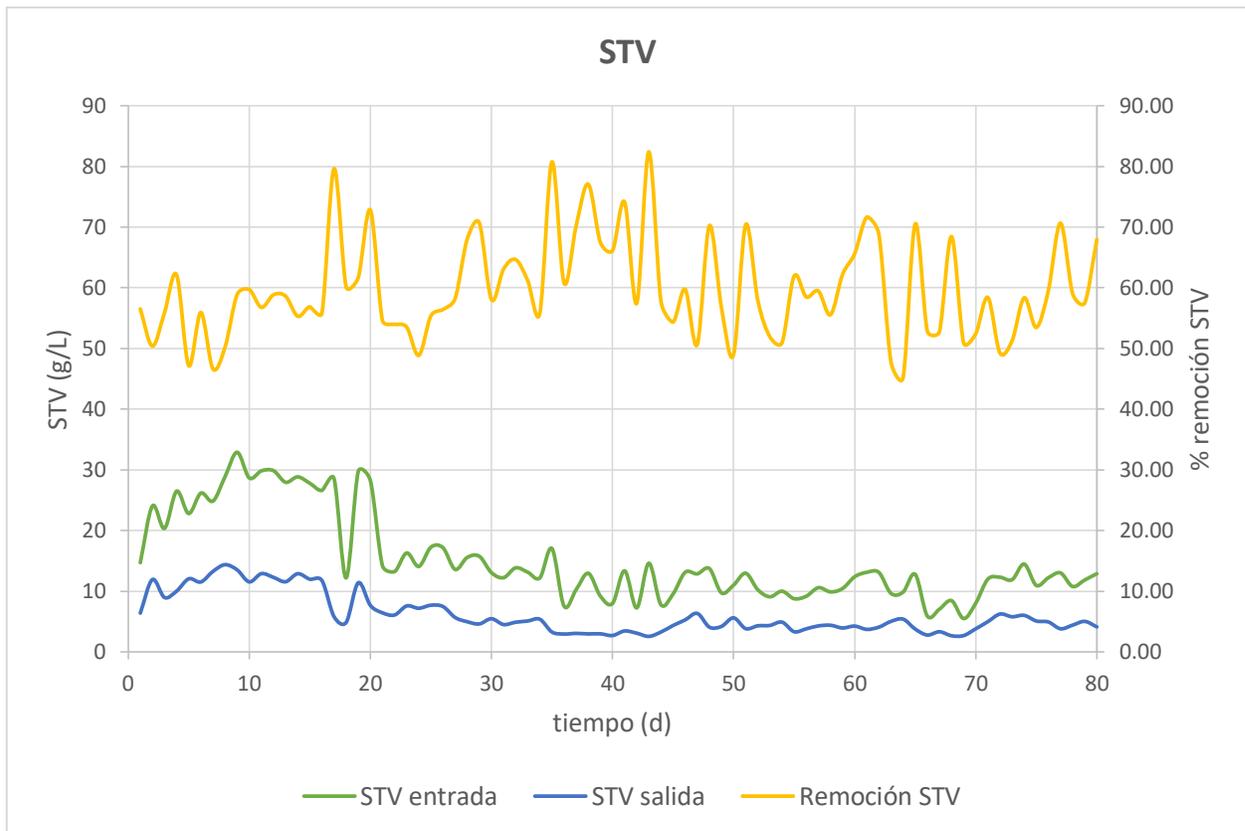


Figura 3.4 Monitoreo de STV del Reactor de Biopelícula

3.2.5 Cuantificación de biogás del RB en estado metanogénico

Desde la etapa de aclimatación de la biomasa, se observó constantemente la formación de pequeñas burbujas indicando la producción de biogás por el sistema. Para la determinación del volumen de biogás producido por el reactor hidrolítico se utilizó un sistema de desplazamiento de agua para la medición del biogás, obteniendo resultados de 20 L a 25 L de biogás por hora, teniendo un promedio de biogás producido de 180 L en el RH, la Figura 3.5 se observa la tendencia del biogás cuantificado en horas.

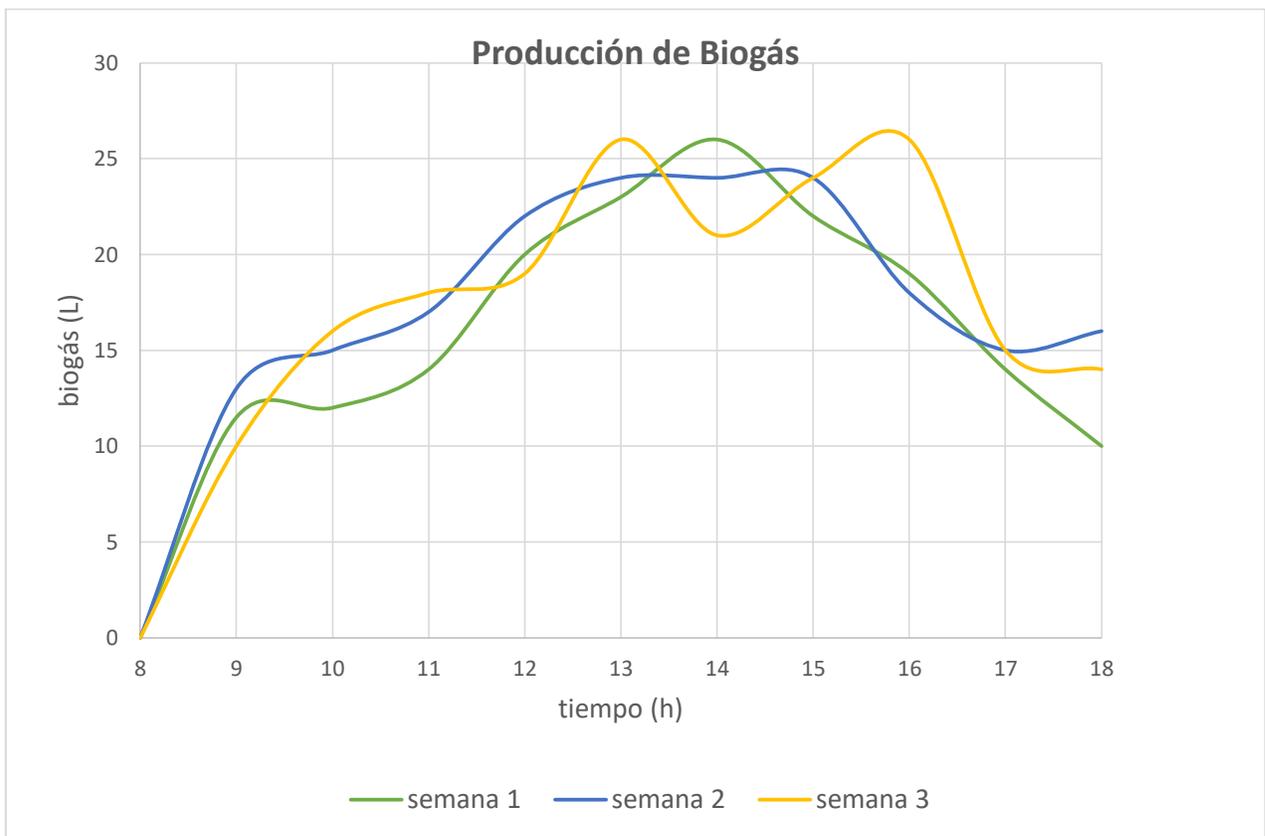


Figura 3.5 Cuantificación de biogás en el Reactor de Biopelícula

3.2.6 Monitoreo de pH en el RB en estado hidrolítico

Para realizar el cambio a un estado hidrolítico en el reactor de biopelícula fue necesario hacer un cambio en el parámetro de pH del Reactor Hidrolítico en la Figura 3.6 se muestran los resultados del seguimiento diario de dicho parámetro donde se observa un pH con carácter ácido del sustrato de entrada el cuál que se debe de ajustar antes de la alimentación del reactor de Hidrólisis para evitar una inhibición, se ajustó con NaOH, dicho parámetro presenta diversas variaciones al mezclarse el sustrato de alimentación con el agente regulador, esto debido a que no es un sustrato estándar y tiene condiciones distintas cada día.

Se obtuvo un valor promedio para el sustrato de entrada de 5.74 y un valor de 5.53 para la salida en el Reactor de Hidrólisis. A pesar de que el pH óptimo de la metanogénesis es de alrededor de un pH 7,0, el óptimo pH de la hidrólisis y la acidogénesis, se ha informado que está entre pH 5,5 y 6,5 (Ward, 2008). Esta es una razón importante por la que algunos diseñadores prefieren la separación de la hidrólisis / acidificación y acetogénesis / metanogénesis en dos etapas, para que las bacterias hidrolíticas lleven una degradación satisfactoria del sustrato a tratar.

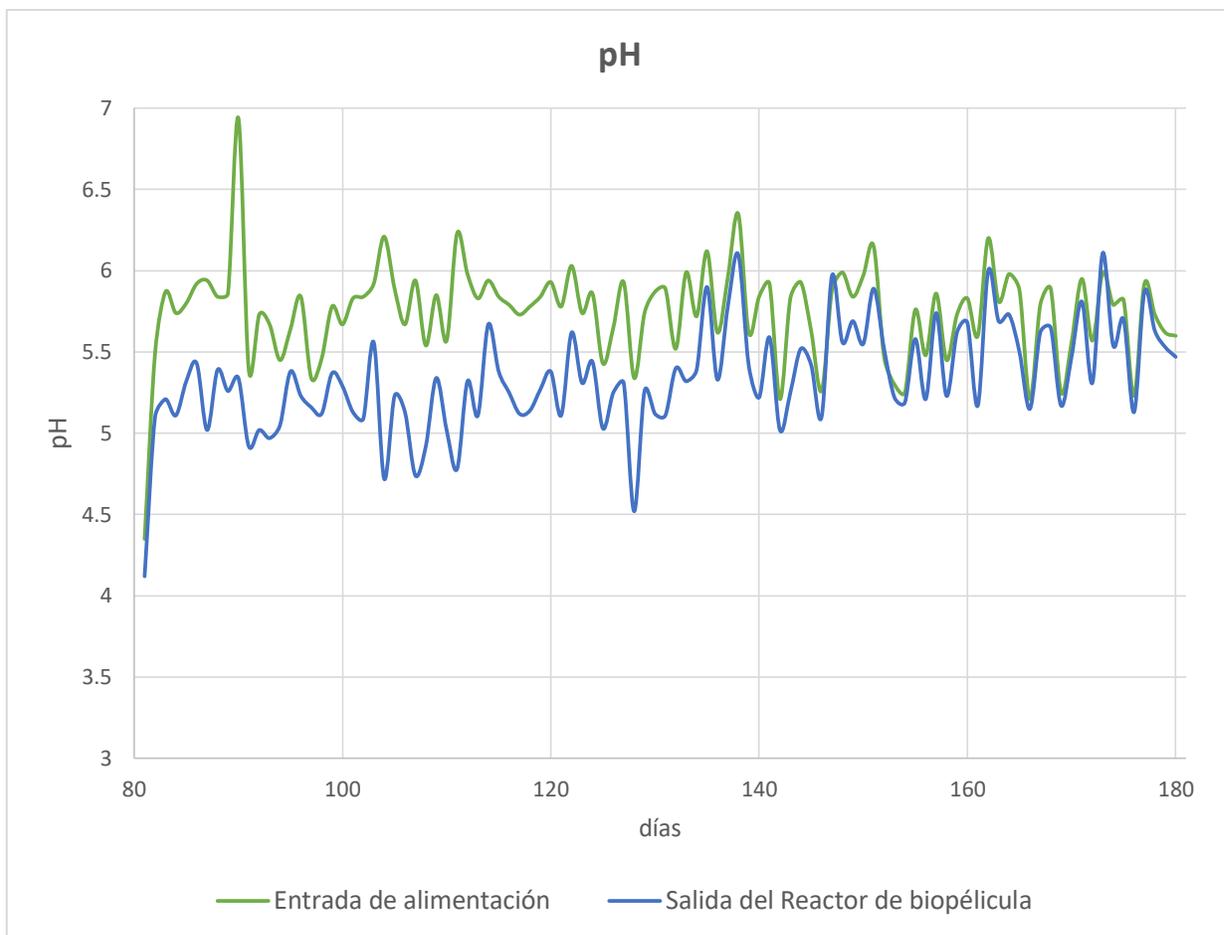


Figura 3.6 monitoreo de pH en el reactor de biopelícula

3.2.7 Remoción DQO total del RB en estado hidrolítico

Se estudió la remoción de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO), a lo largo de todos los periodos experimentales. La variación de DQO_{total} y su remoción se presentan en la Figura 3.7.

Se puede observar que la remoción en el reactor fue alrededor de un 25.02 % con una DQO inicial de 39.6 g/L.



Figura 3.7 Remoción de materia orgánica medida como DQO total a lo largo de la experimentación.

3.2.8 Remoción ST del RB en estado hidrolítico

De la Figura 3.8, se obtuvo un valor promedio en el efluente de 25.85 g/L durante los experimentos con una remoción en promedio de 36.61% del parámetro de sólidos totales para el reactor hidrolítico.

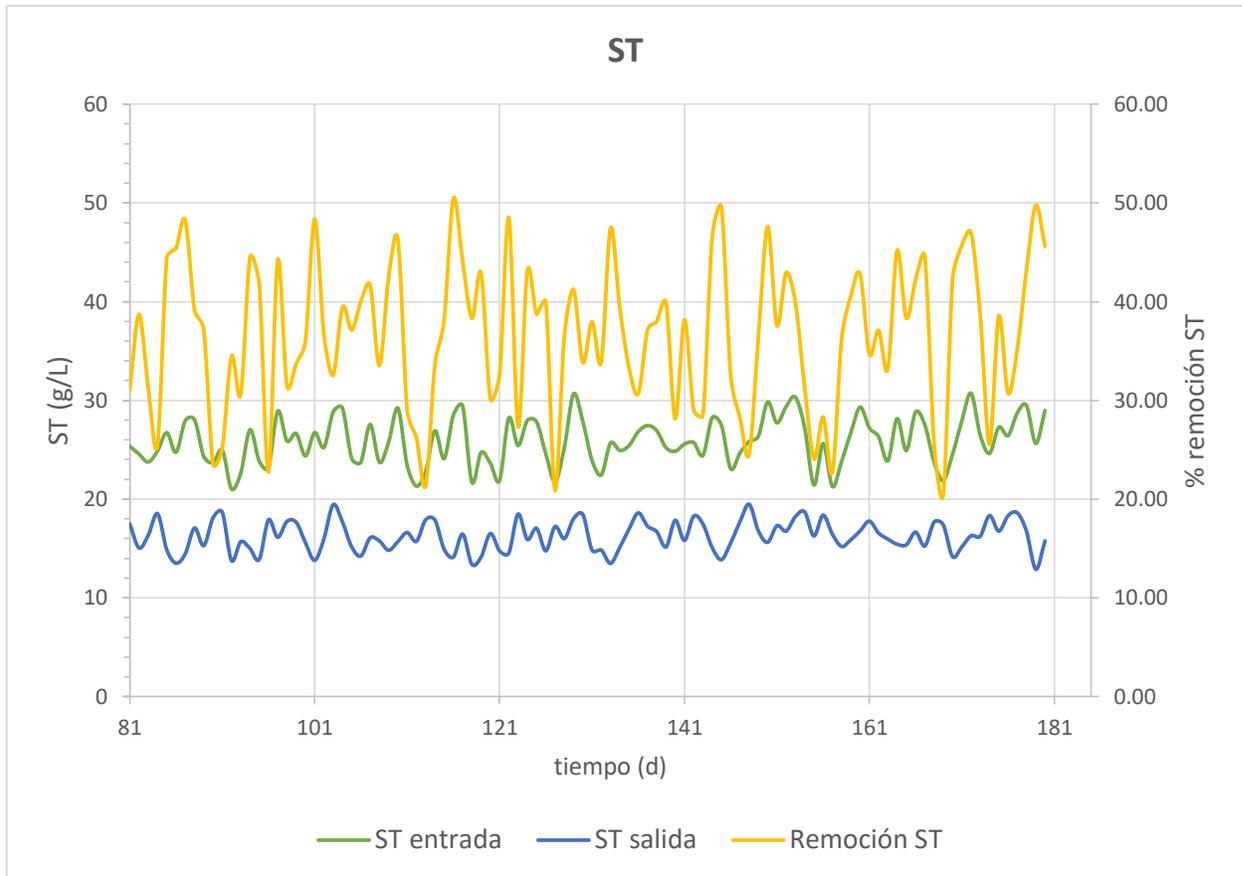


Figura 3.8 Remoción de los sólidos totales a lo largo de la experimentación

3.2.9 Remoción STV del RB en estado hidrolítico

El promedio de los STV durante los períodos de evaluación en condiciones estables de operación de la planta de tratamiento y que se muestran en la Figura 3.9, fueron de 18.49 g/L dentro del Biorreactor obteniendo un valor promedio de remoción del 45.63%, de acuerdo a la caracterización del sustrato de alimentación.

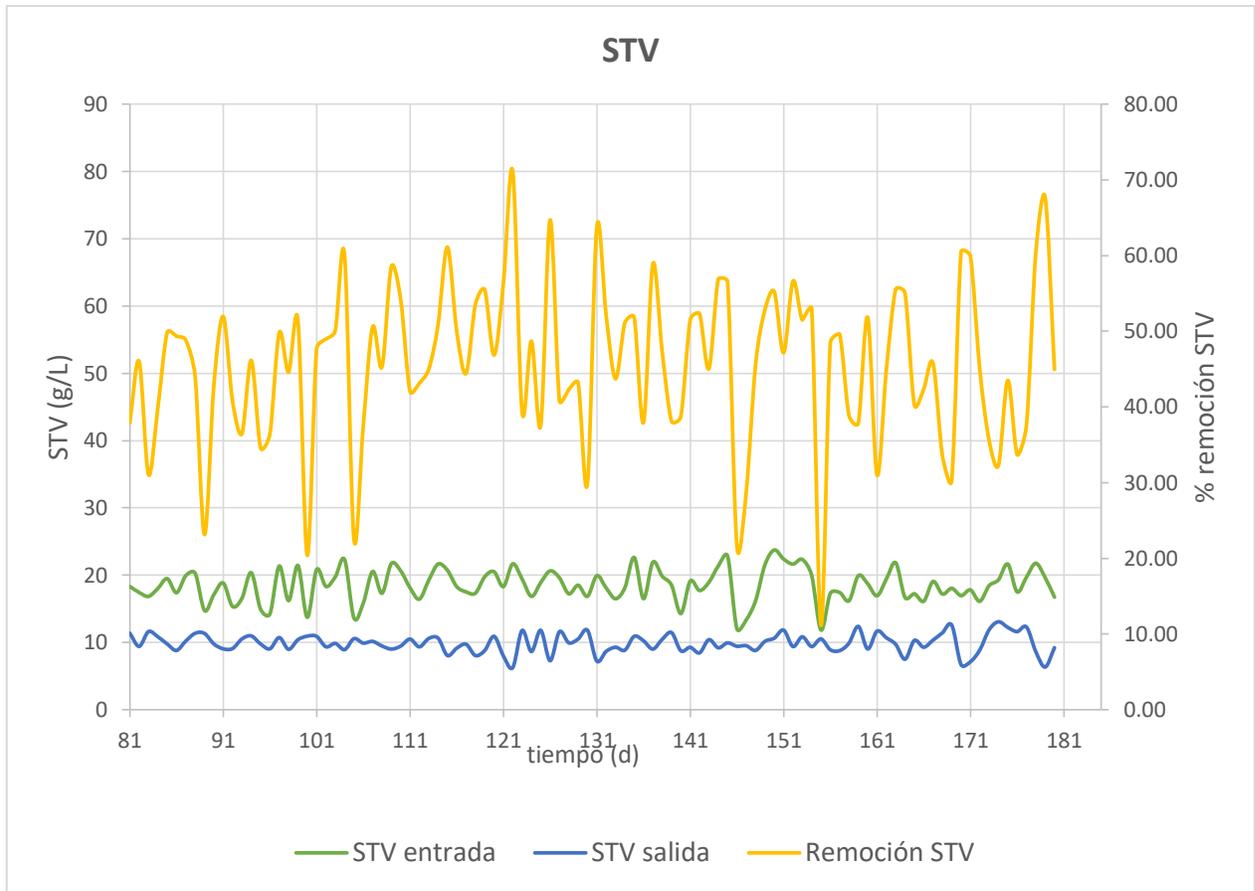


Figura 3.9 Remoción de los sólidos totales volátiles a lo largo de la experimentación

3.2.10 Producción de biogás del RB en estado hidrolítico

Durante la operación del reactor de biopelícula se observó constantemente la formación de burbujas, indicando la producción de biogás. El método para la medición de éste fue por desplazamiento de líquido. El promedio de biogás producido fue de 178 L diarios. Los valores reportados fueron determinados con base en los resultados obtenidos en periodos de funcionamiento hidráulico adecuado. Desde el arranque del reactor la producción de biogás se manifestó continuamente. No se observaron cambios conforme a la alimentación del reactor, esto se puede constatar en la Figura 3.10.

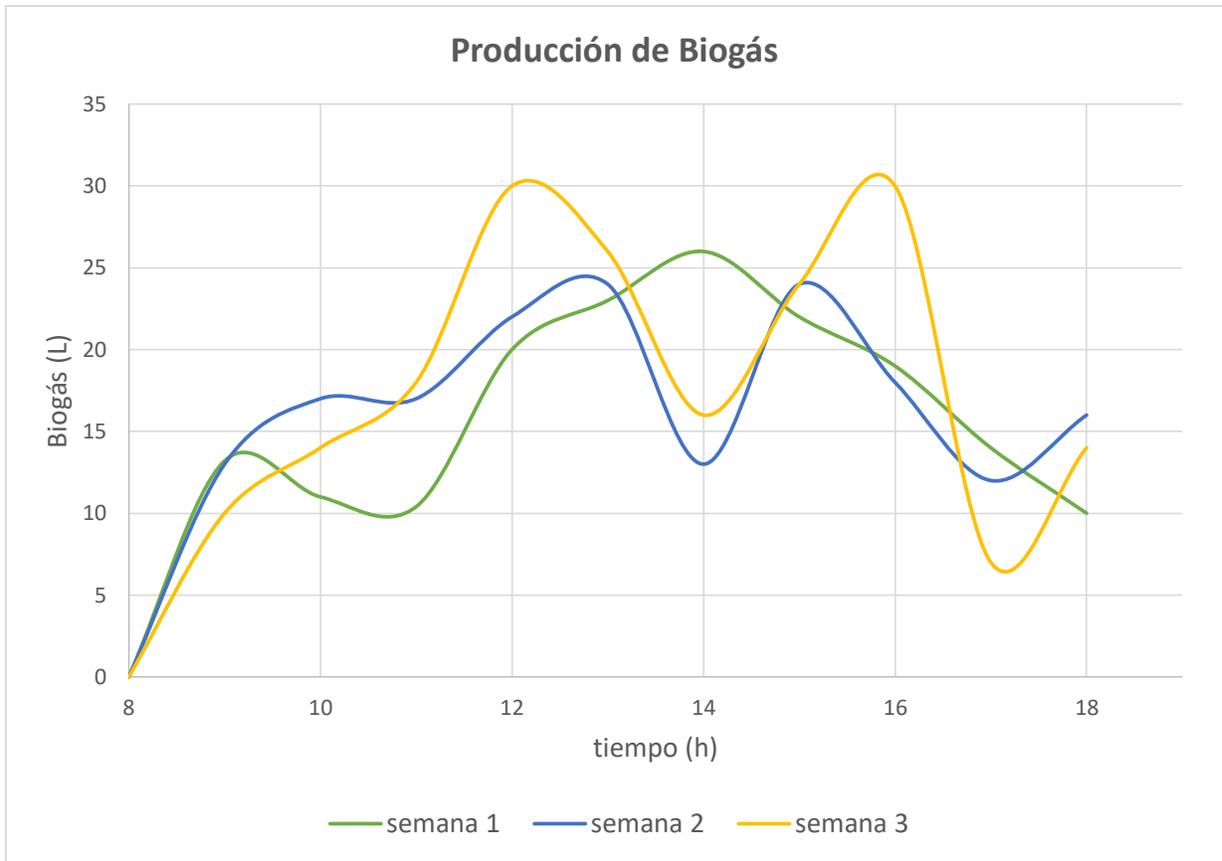


Figura 3.10 Producción de biogás monitoreado cada hora

3.3 Determinación de la tasa de hidrólisis en el reactor de biopelícula

La etapa se evaluó mediante la determinación del rendimiento de hidrólisis. El rendimiento de hidrólisis se define como el grado de solubilización de materia orgánica (De La Rubia et al., 2009). A partir del seguimiento diario el cual se muestra en la Figura 3.11 el índice de hidrólisis presenta un incremento que va desde el 50% hasta el 74% durante los primeros 25 días de experimentación, favoreciendo de esta manera la tasa de crecimiento de los microorganismos hidrolíticos y por ende un aumento en el desempeño de la hidrólisis. Sin embargo, al final de la experimentación se alcanzó un índice de hidrólisis promedio equivalente al 68% bajo condiciones de tiempo de residencia hidráulico de 1 día y temperatura ambiente; mostrando como resultado que corresponde a la condición de operación más favorable para el desempeño del reactor hidrolítico de la FRSO, en

comparación a (Bouallagui *et al.*, 2004) reportan arriba del 70% de grado de hidrólisis para residuos de frutas y verduras.

En la parte del proceso global de digestión anaerobia se espera obtener una mayor proporción de materia orgánica hidrolizada o soluble para la posterior fase de metanogénesis, ya que de esta forma el porcentaje de fijación de carbono como metano aumenta.

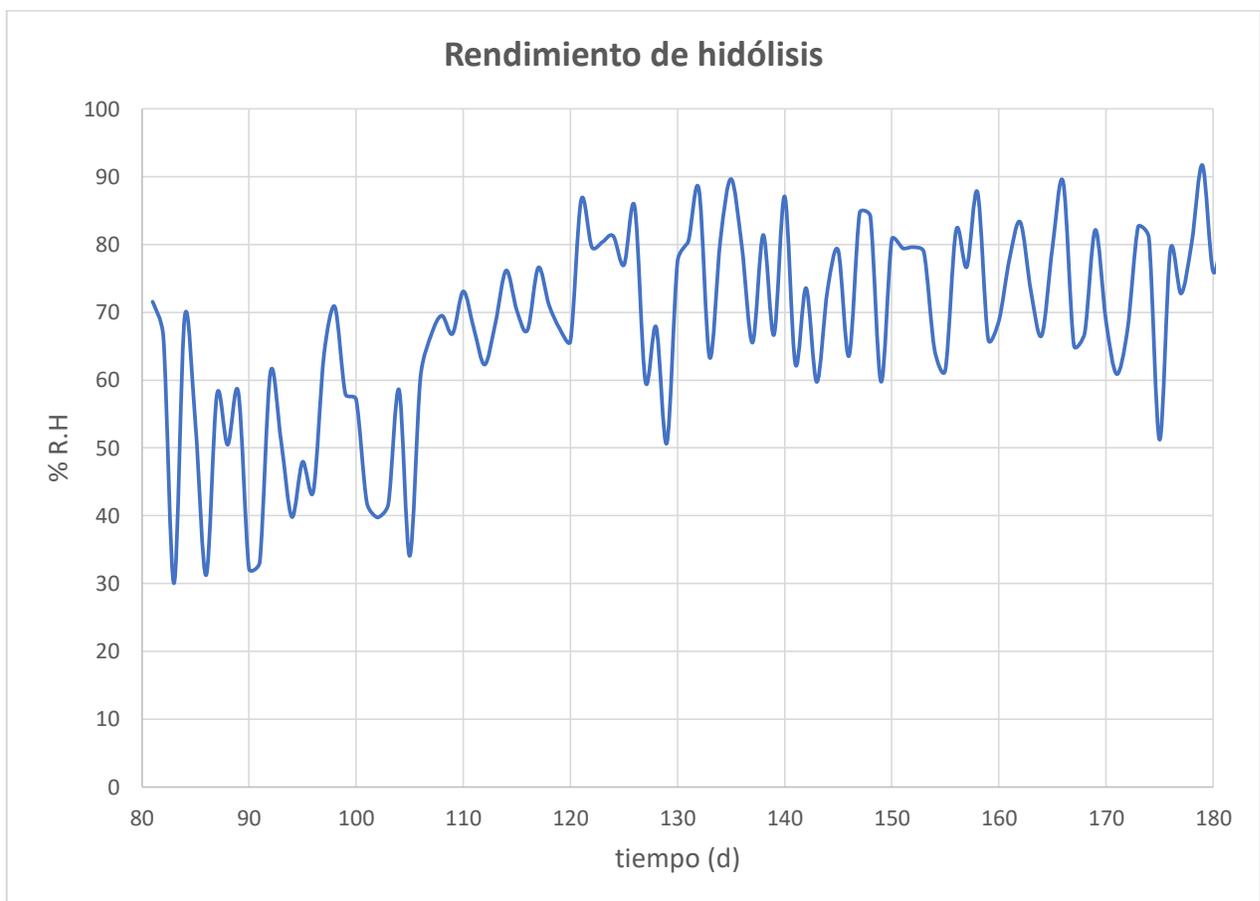


Figura 3.11 Seguimiento del rendimiento de hidrólisis

3.4 Implementación del sistema de separación sólido-líquido

En esta fase se realizó un diseño en AutoCAD en 3D para la construcción de una bandeja cilíndrica para optimizar el tiempo de filtrado que será colocado en una centrífuga para un fácil manejo de cargas de lotes de la fracción orgánica previamente triturada con un diámetro de 33 cm por 45 cm de largo recubierta con una malla de acero inoxidable 304 de calibre 30 con una abertura de poro de 0.0541 cm. El diseño del sistema de separación sólido líquido en AutoCAD se muestra en la Figura 3.12.

Se logró disminuir el tiempo de filtrado así como la disminución de los sólidos presentes de 5.22 % a 3.57 % en la muestra en la Figura 3.13 se muestra una diferencia considerable comparando el filtrado hecho manualmente con el filtrado por centrífuga.

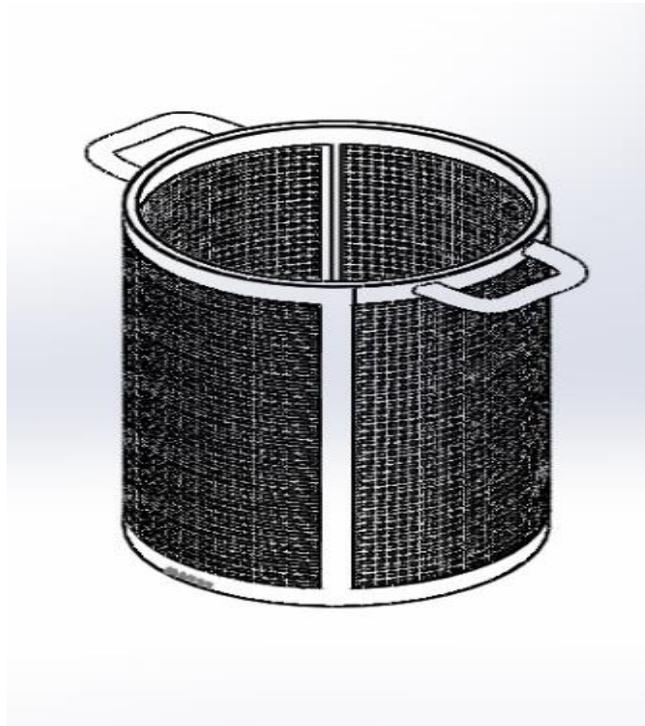


Figura 3.12 Diseño del sistema de separación sólido líquido en AutoCAD

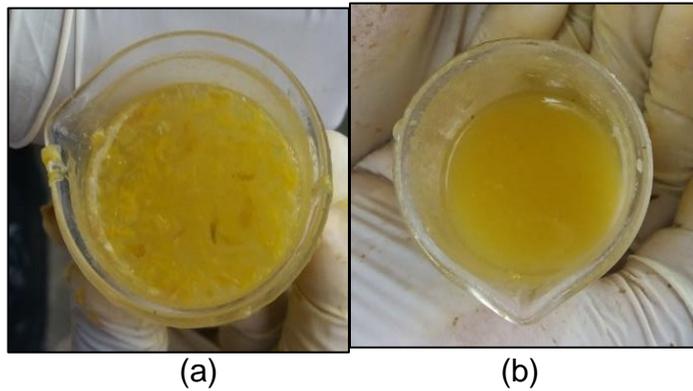


Figura 3.13 comparación de entre un filtrado manual (a) y uno en centrífuga (b)

3.5 Monitoreo en los reactores EGSB y LFI

3.5.1 Monitoreo de pH

Unos de los parámetro que se estuvo vigilando fue el del pH para ambos reactores, se observa el carácter ácido del sustrato de alimentación, mientras que los valores de salida de pH para los reactores EGSB y LFI tienen un valor promedio a la neutralidad, donde el EGSB tiene un valor promedio de 7.25 y el reactor LFI de 7.32, en la Figura 3.14 y 3.15 se muestra el seguimiento del pH de estos reactores. Desde el inicio de la investigación se vigiló diariamente que el pH del reactor EGSB se mantuviera cerca de la neutralidad ya que algún cambio en este parámetro llevaría a una inhibición de la etapa metanogénica.

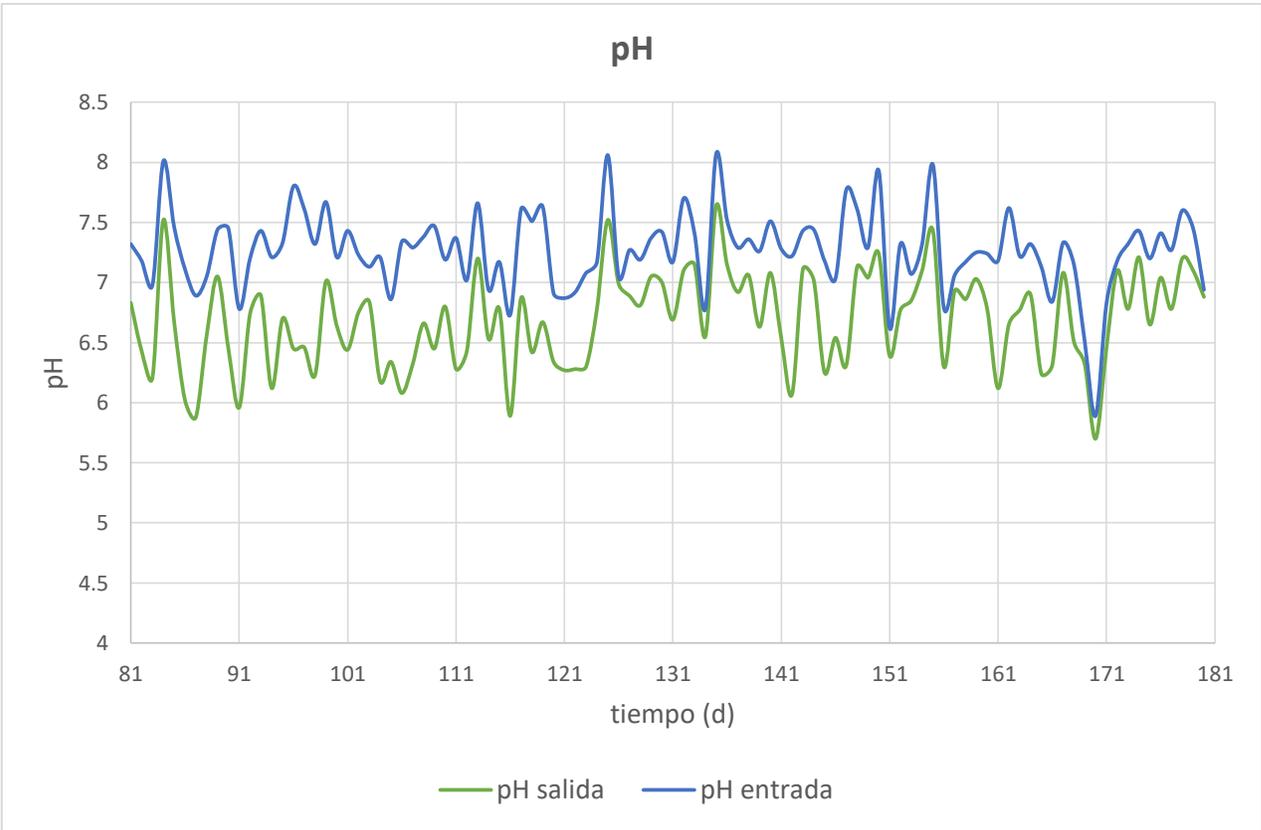


Figura 3.14 Determinación pH para el RLFI

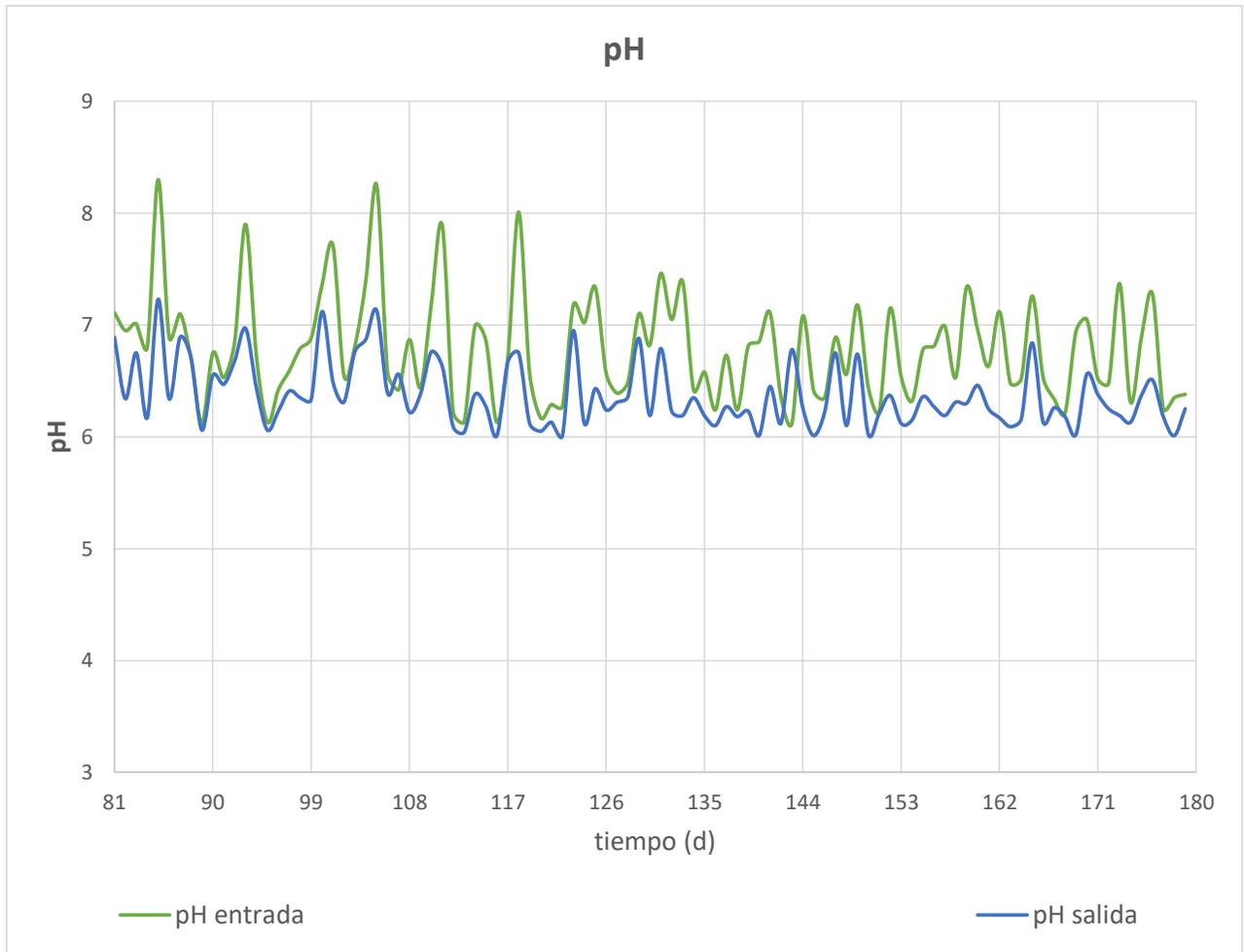


Figura 3.15 Determinación pH para el EGSB

3.5.2 Remoción DQO EGSB

En esta investigación se alcanzaron a nivel planta piloto remociones de DQO total del reactor EGSB un valor promedio de 84% para la remoción de DQO total y 80% para la remoción de DQO soluble por parte del reactor EGSB. En una investigación realizada por Kuppusamy, (1997) reporta resultados a escala laboratorio y piloto el tratamiento anaerobio del agua residual de una industria textil mediante un reactor tipo EGSB donde alcanzó remociones de DQO total de 61% y 41% respectivamente, así mismo Puyol, (2009), comparó la remoción de DQO entre un reactor EGSB y otro reactor UASB obteniendo una mayor remoción en el reactor EGSB de 80%

contra la remoción de 61% del UASB, por lo que se puede observar en la Figura 3.16, la alta tasa de remoción de materia orgánica por parte del reactor.

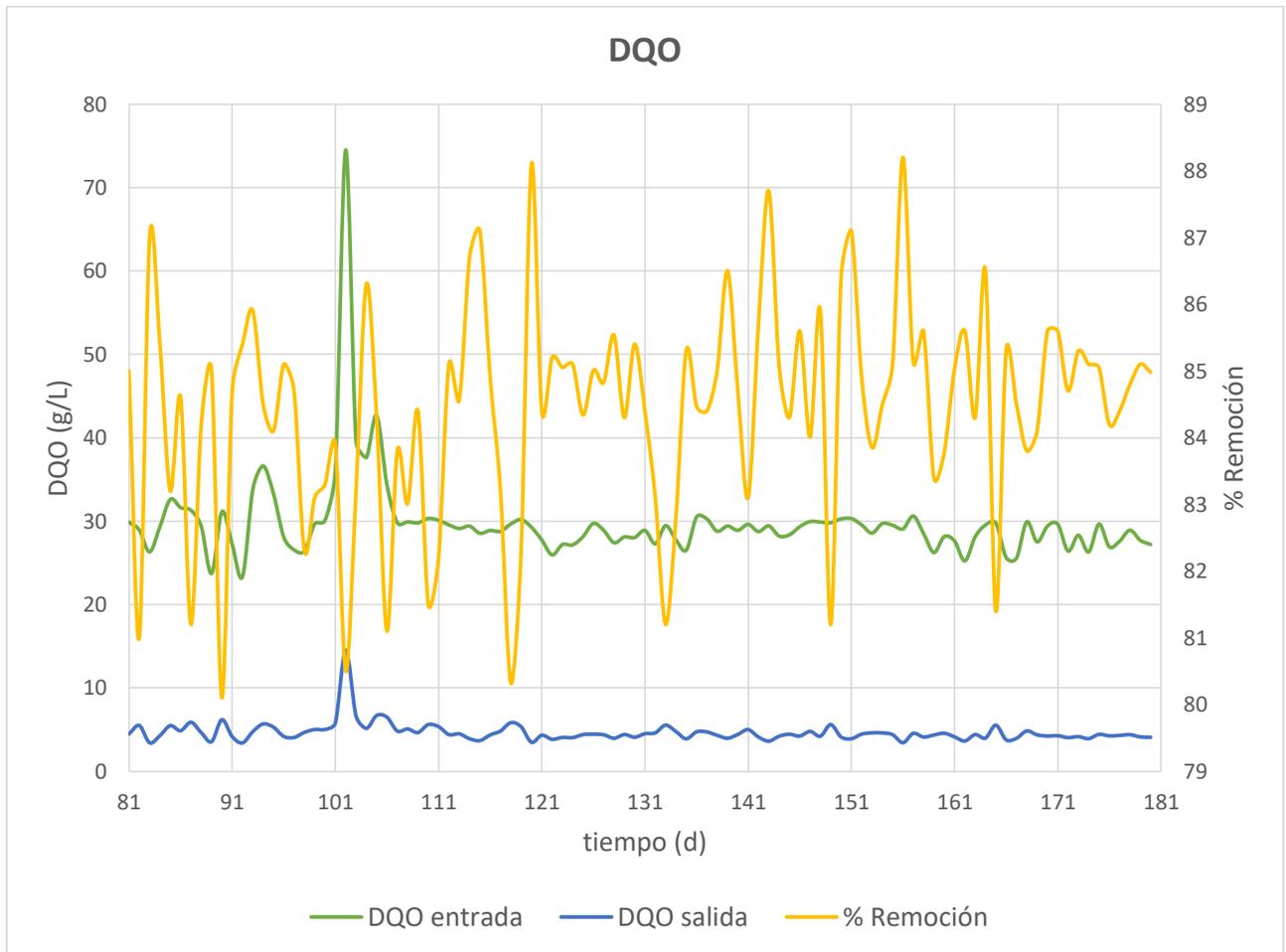


Figura 3.16 Remoción DQO Reactor EGSB

3.5.3 Remoción ST y STV EGSB

Los resultados de remoción para sólidos totales y volátiles del reactor EGSB se encuentran en 45.47 % para ST y 52.29 % de STV. El seguimiento de estos datos se muestra en la Figura 3.17.



Figura 3.17 Remoción ST y STV EGSB

3.5.4 Remoción DQO RLFI

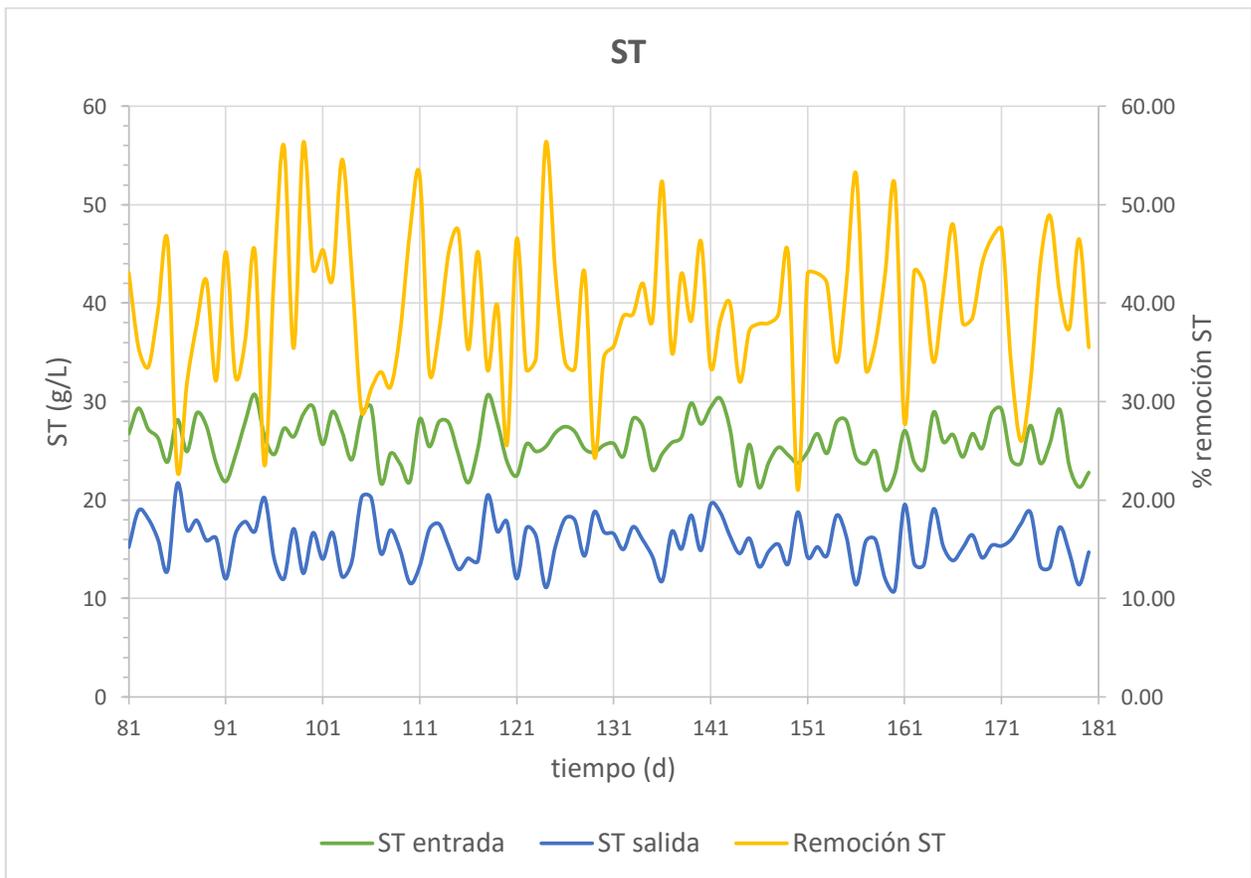
Para la remoción DQO en el Reactor de Lecho Fluidizado Inverso tiene valores promedio de remoción de 75 % para la DQO total, en otra investigación García, 2015 que estudió la metanogénesis a partir de las aguas residuales en RLFI obtuvo el valor mínimo de eficiencia de remoción de DQO fue del 32.36% y el máximo de 66.99% a una Cva de 4 g DQOs/L-d., como se puede observar en la Figura 3.18 existe un periodo donde no se alimentó el reactor esto debido a una serie de modificaciones posteriores para una mejora en su sistema de flujo.



Figura 3.18 Remoción DQO RLFI

3.5.5 Remoción ST y STV RLFI

En el caso del parámetro de sólidos totales y sólidos totales volátiles tiene un promedio de remoción de 39.42 % y 51 % respectivamente, como se mencionó previamente también para estos parámetros debido a modificaciones en el reactor no se alimentó el por lo que no se tomaron lecturas para dichos parámetros como se puede observar en la figura 3.19.



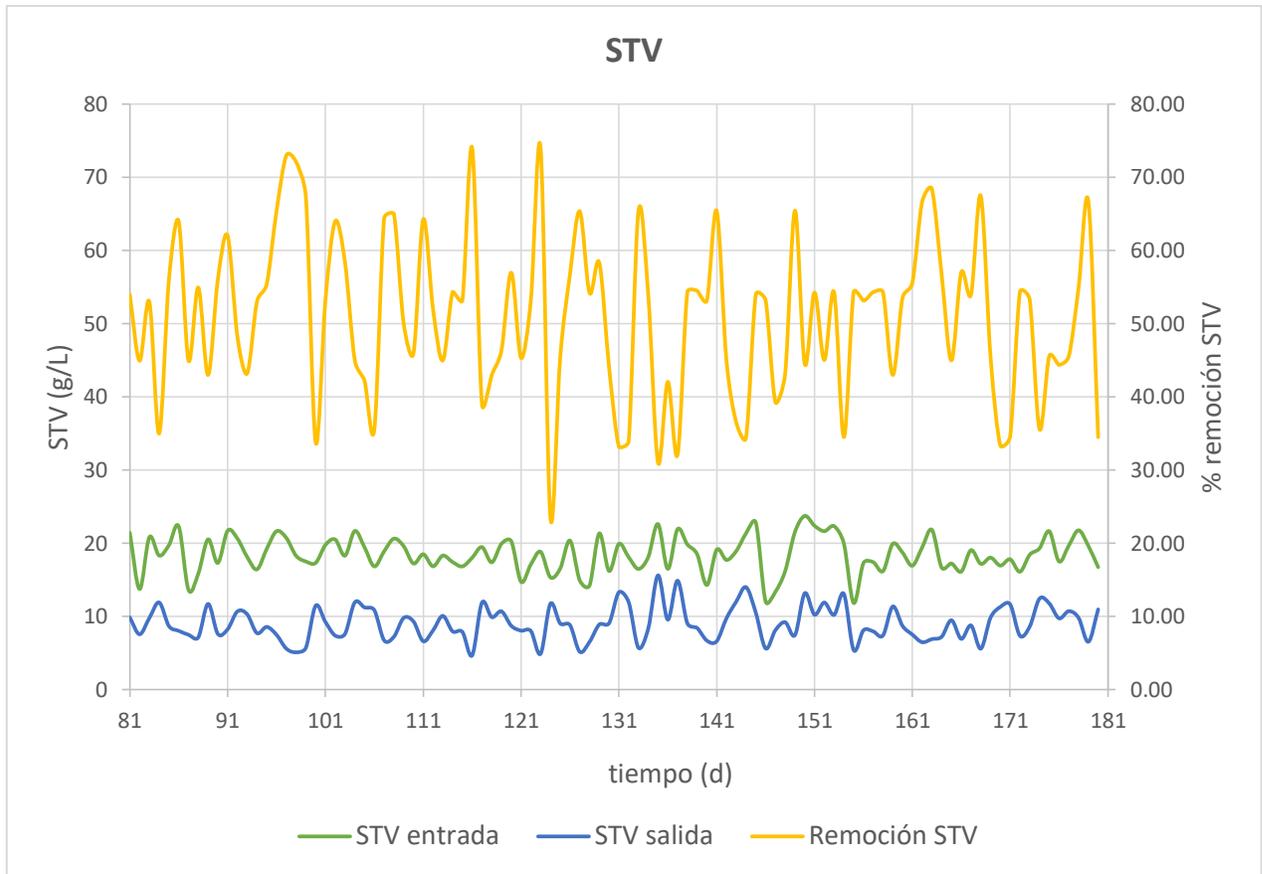


Figura 3.19 Remoción ST y STV RLF1

3.5.6 Cuantificación de biogás en el reactor EGSB

Para la toma de lecturas, durante una hora se suspendió la toma de datos esto debido a que en ese lapso de tiempo el reactor era alimentado con el efluente del reactor hidrolítico, De acuerdo a lo cuantificado el reactor EGSB tenía una producción diaria promedio de 712L de biogás con un porcentaje promedio de 75% de Metano. En la Figura 3.20, se puede observar en la gráfica la producción continua de biogás que siempre fue constante y continua donde solo se aprecia el decaimiento en la producción en el momento que se suspendía la toma de lecturas debido a la alimentación del reactor.

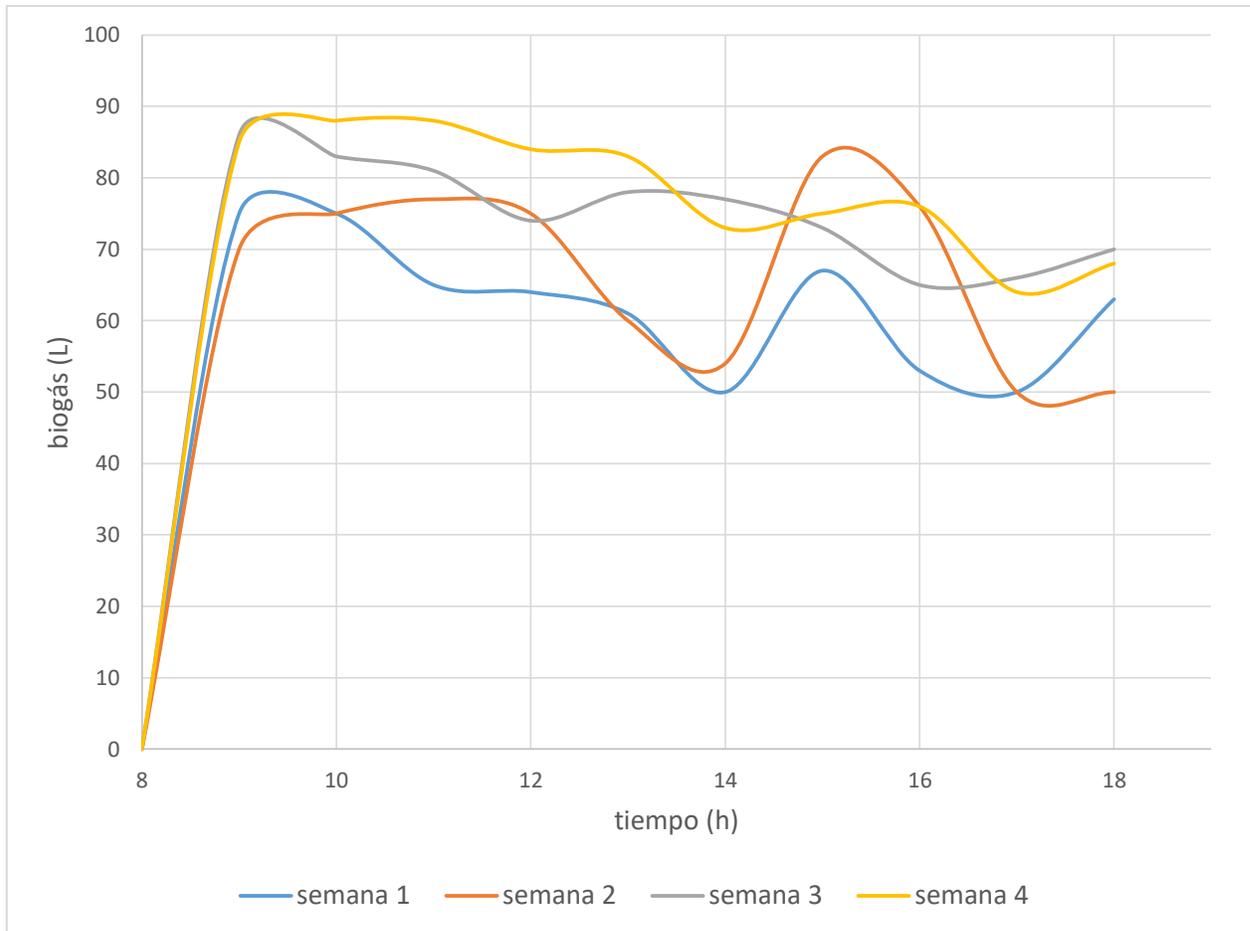


Figura 3.20 Cuantificación de biogás del reactor EGSB

3.5.7 Cuantificación de biogás en el reactor LFI

Para la toma de lecturas durante dos horas se suspendió la toma de datos ya que en ese lapso de tiempo el reactor era alimentado con el efluente del reactor hidrolítico y al terminar dicho proceso de alimentación se recirculaba durante el tiempo restante. De acuerdo a lo cuantificado se logró medir una producción diaria promedio de 735 L de biogás con un porcentaje promedio de 76 % Metano y 24 % CO₂, la Figura 3.21 se muestra el seguimiento de la cuantificación de biogás en horas.

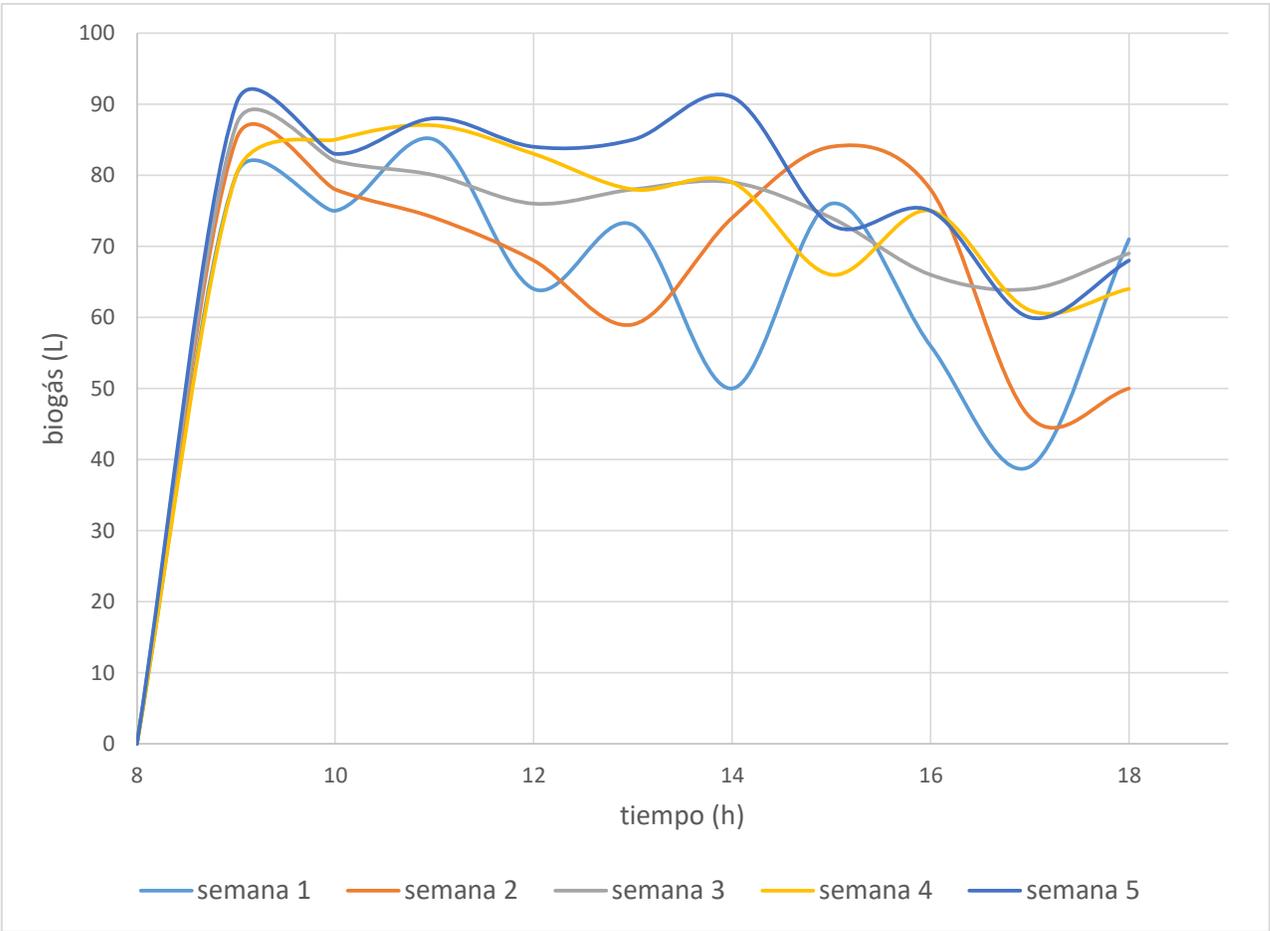


Figura 3.21 Cuantificación de biogás del reactor LFI

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

Los RSOM provenientes de mercados presentan una alta carga orgánica con un bajo pH, estos no tienen un sitio adecuado de disposición final debido a los sistemas de recolección y transporte utilizados en dichos mercados, por lo que lejos de ayudar solo empeoran la situación ya que se utilizan camiones compactadores, que derraman los lixiviados de estos residuos generando malos olores y atracción de vectores altamente perjudiciales para el ser humano.

El esquema de operación del reactor de biopelícula presenta una remoción global de DQO de 25.81% a una alimentación aproximada de 34.75 g DQO/L. La remoción de sólidos totales se encontró en un rango de 35.60% y 38.73 % para sólidos totales volátiles, se puede observar que las remociones son eficientes con un TRH de 1 día para su estado en modo metanogénico y en estado hidrolítico presento los siguientes resultados, DQO de 25.02% a una alimentación aproximada de 34.75 g DQO/L presentando La remoción de sólidos totales se encontró en un rango de 35.61% y 45.63 % para sólidos totales volátiles con una producción de biogás de 177 L/d con un porcentaje de metano del 15 % y una tasa de hidrólisis 68.55%.

El reactor con mayor producción de metano fue el RLFI que contiene Extendosphere como soporte, con una producción en estado estable de 735 L, comparado con 712 L para el reactor con lodo como soporte.

El sistema de reactor de biopelícula adherida evaluado en este trabajo mostró un comportamiento de las variables de la DA, tales como pH, alcalinidad, ST dentro de los intervalos establecidos para un buen desempeño del sistema.

Los ensayos realizados mostraron que este tipo de biodigestores es una buena alternativa para el tratamiento del efluente de un reactor hidrolítico que evalúa la digestión de la fracción orgánica de residuos urbanos, ya que la presencia de la biopelícula influye en una mayor degradabilidad del sustrato

La capacidad de remoción de los dos sistemas acoplados hidrolítico-anaerobio se determinó tomando en cuenta la remoción de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno. La configuración del sistema RH-RLFI-EGSB permite obtener remociones de DQO del 89 al 93%.

La modificación del sistema de separación sólido-líquido presentó una mayor ventaja en cuanto al tiempo de filtrado, así como una disminución de sólidos en forma manual. La fracción soluble de los residuos sólidos orgánicos contiene alrededor del 93 % de agua; es decir un contenido de sólidos que varía del 7% (residuos con mayor cantidad de frutas y verduras), mientras que al modificar el sistema de separación sólido líquido para recuperar la fracción líquida disminuyó hasta un 3% obteniendo un bajo contenido de sólidos, viéndose reflejado el aumento del grado de hidrólisis hasta un 68% promedio comparado con Hernández (2012) donde reportó un grado de hidrólisis del 20% beneficiando el porcentaje de metano en el biogás producido en los reactores metanogénicos EGSB y RLFI comparado con Miranda (2016), ya que se sabe que después de que la materia orgánica hidrolizada a la posterior fase de metanogénesis el porcentaje de fijación de carbono como metano aumenta.

RECOMENDACIONES

Se sugiere utilizar un sistema de medición de volumen desplazado de biogás en continuo, ya que esto presenta una limitante en el desarrollo del proceso.

Se recomienda la instalación de un indicador de nivel para tener un control más exacto del volumen que existe en el interior del Reactor hidrolítico, aunque es una pequeña cantidad de biogás generado por el RH se recomienda la instalación de un sistema mejorado para el almacenamiento de éste.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar-Virgen, Q., Armijo-de Vega, C., and Taboada-González, P. (2009). El potencial energético de los residuos sólidos municipales . *Ingeniería*, 59-62.

Aldin, S. (2010). The effect of particle size on hydrolysis and modeling of anaerobic digestion. *Thesis Doctor. University Of Western Ontario*.

Alvarado García, R. (2011). Hidrólisis de la fracción soluble de los residuos sólidos municipales . Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Angelidaki, I., and Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews In Enviromental Sciencia And Biotechnology*, 117-129.

Annachhatre, A. P., and Bhamidimarri, S. M. (1992). Microbial attachment and growth in fixed-film reactors: Process startup considerations. *Biotechnol Adv*, 69-91.

Arvizu Fernández, J. L. (2011). La basura como recurso energético: Situación actual y prospectiva en México. *Ingeniería Civil*, 36-44.

Banks, C., Zhang, Y., Heaven, S., Watson, G., Powrie, W., Stentiford, E., Chesshire., M. (2010). Particle Size Requirements For Effective Bioprocessing Of Biodegradable Municipal Waste:. *University of Southampton University of Leeds Organic Resource Agency Ltd, Greenfinch Ltd*.

Bjornsson, L., Murto , M., and Mattiasson, B. (2000). Evaluation of parameters for monitoring an anaerobic co-digestion process. *Appl Microbiol Biotechnol*, 844-849.

Blanco Cobián , D. (2011). Tratamiento biológico aerobioanaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost. *Tesis de doctardo. Universidad de Leon.*

Bouallagui, H., Torrijos, M., Godon, J. J., Moletta, R., Cheikh, R. B., Touhami, Y., ... & Hamdi, M. (2004). Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. *Biochemical Engineering Journal*, 21(2), 193-197.

Branda, S. S., Vik, A., Friedman, L., and Kolter, R. (2005). Biofilms: the matrix revisited. *TRENDS in Microbiology*, 20-26.

Bueno J. L., Sastre H., and Lavin A. G. (1997). "Contaminación e ingeniería ambiental". Ed. FICYT, Vol. IV. Degradación del suelo y tratamiento de residuos.

Charles, W., Walker, L., and Cord-Ruwisch, R. (2009). Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresource technology*, 100(8), 2329–2335.

Chernicharo, L. (2007). Anaerobic Reactors. *Biological Wastewater Treatment Series. New Delhi, India: Iwa Publishing.*

Costa F., García C., Hernández T., Polo A. (1991). "Residuos orgánicos Urbanos. Manejo y utilización". CSIC (Eds), Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia.

De Baere, L., and Mattheeuws, B. (February de 2010). *Anaerobic Digestion Of The Organic Fraction Of Municipal Solid Waste In Europe*. Obtenido de BioCycle.net: <http://www.biocycle.net/2010/02/23/anaerobic-digestion-of-msw-in-europe/>.

De Beer, D., Stoodley, P., Roe, F., and Lewandowski, Z. (1994). Effects of Biofilm Structures on Oxygen Distribution and Mass Transport . *Biotechnology and Bioengineering*, 1131-1138.

Demirci, A. (2007). Biofilm bioreactors for biofuel productions. *Department of Agricultural and Biological Engineering. The Huck Institutes of the Life Sciences. Pennsylvania State University.*

Deublein D. y Steinhauser A. (2008). Biogas from waste and renewable resources. An Introduction. WILEY-VCH, Weinheim, Alemania, 443 pp.

Domingo J. L. (2000). “Exposición a contaminantes químicos y biológicos a través del compost elaborado con la fracción orgánica de RSU. Riesgos sobre la salud”. *Residuos*, nº57, 72-77.

Dreeszen , P. (1996). *Microbiological Survey of Automated Watering Systems*. Obtenido de Edstrom Industries Inc:
<http://www.edstrom.com/file.aspx?DocumentId=21>

Farias, L., Vasconcelos, V., Carvalho, F., & Sarmento, J. (2011). Avaliação Of Bicompartimental Logistic And Gompertz Mathematical Models To Estimate Gas Production From Babassu (Orbignya Martiana) Meal And Pie Using The Semi-Automated In Vitro Technique. *Arquivo Brasileiro De Medicina Veterinária E Zootecnia*, 136-142.

Fernandez, F.S., Ollay, M.C. (1997). Residuos sólidos urbanos: Problemática y tratamiento. En: Bueno, J.L., Sastre, H., Lavin, A.G. Contaminación e Ingeniería Ambiental: degradación del suelo y tratamientos de residuos, 59-87.

Ferreira das Neves, L. G. (2009). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Tesis Doctoral*, Universidade Do Minho.

Filigrana, P. A., Gómez, O. L., and Méndez, F. (2011). Impacto de un sitio de disposición final de residuos sólidos en la salud respiratoria de los adultos mayores. *Biomédica*, 322-334.

Flotats, X., Bonmati, A., Campos, E., Teira, M.R. (2000). El proceso de secado de purines en el marco de gestión integral de residuos ganaderos. *Residuos*, 53: 40-46.

Forster Carneiro, T. (2005). Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor. *Tesis Doctoral*, Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente. Universidad de Cádiz.

Gatón, Juan José Mohedano (2002) “Estudios de la estabilidad mediante el compostaje de residuos municipales”. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.

González-Brambila, M., and López-Isunza, F. (2008). Comportamiento de un reactor de biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo. *Revista mexicana de ingeniería química*, 7(3), 183-193.

Hall, E. (1987). Biofilm reactors in anaerobic wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 257-269.

Hernández Martínez, J. M. (2012). Hidrólisis de la fracción soluble de los residuos sólidos orgánicos urbanos en un reactor de biopelícula anaerobia a nivel planta piloto. *Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.*

Hernández, M., y Delgadillo, L. (2011). Aplicación del modelo Adm1 en la digestión anaerobia de aguas residuales y desechos sólidos. *Revista Tumbaga*, 29-42.

INEGI. (2010). *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. Obtenido de Generación per cápita diaria y anual de residuos sólidos urbanos por zona geográfica, 1997-2009: www.inegi.org.mx

Jain, S., Jain, S., Tim Wolf, I., Lee, J., & Wah Tong, Y. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 142–154.

Karadag, D., Köroğlu, E. O., Ozkaya, B., and Cakmakci, M. (2014). A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, 1-40.

Kim, M., Gomec, C.Y., Ahn, Y., Speece, R.E., 2003. Hydrolysis and acidogenesis of particulate organic material in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Environmental Technology* 24, 1183–1190.

Krishania, M., Vijay, V. K., and Chandra, R. (2013). Methane Fermentation And Kinetics Of Wheat Straw Pretreated Substrates Co-Digested With Cattle Manure In Batch Assay. *Energy*, 359-367.

Lauwers, A., Heinen, W., Gorris, L., and Der Drift, V. (1989). Variation of parameters affecting the start-up of methanogenic fluidized bed reactors. *Biotechnology Letters*, 907-912.

Lay, J., Li, Y., Noike, T., Endo, J., and Ishimoto, S. (1997). Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. *Wat. Sci. Tech*, 493-500.

Lissens G., Vandevivere P., De Baere L., Biey E. M., Verstraete W. (2001). "Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion". *Water Science and Technology* 44(8), 91-102.

Magdaleno Méndez , S. (2013). Implementación y comparación de la eficiencia de los sistemas RH-EGSB y RH-RLFI para realizar la digestión anaerobia de los RSOM. Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Marmolejo, L. F., Oviedo, E. R., y Torres, P. (2011). Influencia De La Separación En La Fuente Sobre El Compostaje De Residuos Sólidos Municipales. *Agronomía Colombiana*, 319-328.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 412–427.

Milan, Z.; Sanchez, E.; Weiland, P.; Borja, R.; Martin, A.; Ilangovan, K. (2001) Influence of different natural zeolite concentrations on the anaerobic digestion of piggery waste. *Bioresource Technology*, 80(1), 37-43.

Miranda Frías, A. N. (2016). Mejoramiento del rendimiento de metano en una planta de aprovechamiento de RSU. Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba. México.

Moraes, B.; Zaiat, M and Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 44, 888–903.

Motte, J., Escudié, R., Bernet, N., Delgenes, J., Steyer, J., and Dumas, C. (2013). Dynamic Effect Of Total Solid Content, Low Substrate/Inoculum Ratio And Particle Size On Solid-State Anaerobic Digestion. *Bioresouruce Technology*, 141-148.

Nielfa, A., Cano, R., and Fdz-Polanco, M. (2014). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, 14–21.

NOM-083-SEMARNAT. (2003). Norma Oficial Mexicana. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. México.

O` Conell, E. (2011). Overcoming the fear of waste. *Waste Management*, 2201–2202.

Oviedo-Ocaña, R., Marmolejo-Rebellon, L., and Torres-Lozada, P. (2012). Perspectivas de aplicación del compostaje de biorresiduos provenientes de residuos sólidos municipales. *Revista de ingenierías Universidad de Medellin*, 11(20): 67-75.

Pabón Pereira, C., Castañares, G., and Van Lier, J. (2012). An Oxitop® Protocol For Screening Plant Material For Its Biochemical Methane Potential (Bmp). *Water Science And Technology*, 1416-1423.

Parawira, W., Murto, M., Zvauya, R., and Mattiasson, B. (2004). Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renewable Energy*, 1811–1823.

Parra Huertas, R. A. (2016). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción+ Limpia*, 10(2).

Rajagopal, R., Lim, J., Mao, Y., Chen, C.-L., & Wang, J.-Y. (2013). Anaerobic Co-Digestion Of Source Segregated Brown Water (Feces-Without-Urine) And Food Waste: For Singapore Context. *Science Of The Total Environment*, 877-886.

Raposo, F., Fernández-Cegrí, V., De la Rubia, M., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., . . . De Wilde, V. (2011). Biochemical Methane Potential (Bmp) Of Solid Organic Substrates: Evaluation Of Anaerobic Biodegradability Using Data From An International Interlaboratory Study. *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 1088-1098.

Saidur, R., Abdelaziz, E. A., Demirbas, A., Hossain, M. S., and Mekhilef, S. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2262–2289.

SECOFI (1985a). Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al ambiente; contaminación del suelo; residuos sólidos municipales; muestreo; método de cuarteo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial Dirección General de Normas.

SECOFI (1985b). Norma Mexicana NMX-AA-019-1985. Protección al ambiente; contaminación del suelo; residuos sólidos municipales; Peso volumétrico "in

situ". Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Dirección General de Normas.

SEMARNAT. (2013). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental*. México: Edición 2012.

Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M., and Kennedy, K. J. (2011). Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, 41–52.

Stoodley, P., and Dirckx, P. (2003). *Center for Biofilm Engineering*. Obtenido de Montana State University:

<https://www.biofilm.montana.edu/resources/images/multicellularextracellular/biofilm-formation-3-steps.html>

Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S. A. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering, Principles and Management Issues*. España: McGraw-Hill.

Vaccari, D. A., Strom, P. F., and Alleman, J. E. (2006). *Environmental Biology for engineers and scientists*. New Jersey: Wiley-Interscience.

Vásquez, G. (2009). Mejoramiento del proceso de digestión anaerobia termofílica mediante la adición de micronutrientes para la producción de biosólidos a partir de lodos residuales. *Tesis de grado. Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Instituto Tecnológico de Orizaba*.

Verma, S. (2002). Anaerobic Digestion Of Biodegradable Organics In Municipal Solid Wastes. *Thesis Of Master*, Columbia University.

World-Bank. (2012). *World production of Municipal Solid Waste (Msw), 2012*–2025*. The World Bank.