



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS A
PARTIR DE ACEITES VEGETALES USADOS Y DE
RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS URBANOS EN
SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A
DIFERENTES CONDICIONES DE HUMEDAD Y
TEMPERATURA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERA QUÍMICA**

PRESENTA

JENNIFER GARCIA MONTES



MÉXICO, D.F.

2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: PROFESOR: NESTOR NOÉ LOPEZ CASTILLO
VOCAL: PROFESOR: ALFONSO DURÁN MORENO
SECRETARIO: PROFESOR: LUZ MARIA LAZCANO ARRIOLA
1°.SUPLENTE: PROFESOR: JOSÉ AGUSTÍN GARCÍA REYNOSO
2° SUPLENTE: PROFESOR: SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: CONJUNTO E,
FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM**

ASESOR DEL TEMA:

Doctor. Alfonso Durán Moreno

SUPERVISOR TÉCNICO:

M. en I. Diana González Tenorio

SUSTENTANTE:

Jennifer García Montes



ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	5
ÍNDICE DE TABLAS	6
INTRODUCCIÓN	7
HIPÓTESIS.....	10
OBJETIVO	11
□ Objetivo General	11
□ Objetivos Particulares	11
MARCO TEÓRICO	12
2.1 Definición y problemática actual de los residuos sólidos urbanos	12
2.2 RSU en el Distrito Federal	13
2.3 Residuos sólidos orgánicos	14
2.4 Tratamientos biológicos para los residuos sólidos orgánicos	15
2.4.1 Digestión Anaerobia (DA)	18
2.4.1.1 Etapas de la DA.....	19
2.4.2. Parámetros operacionales de la DA.....	27
2.5 Co-digestión anaerobia (Co-DA).....	33
2.6 Definición de grasas y composición	36
2.7 Producción de aceite en México.	39
2.8 Co-DA de FORSU-grasa usada	40
METODOLOGÍA	42
4.1 Muestreo.....	42
4.2 Caracterización	45
4.3 Pretratamiento de las grasas vegetales usadas	48
4.5 Seguimiento de la prueba de PBM.....	54
RESULTADOS Y ANÁLISIS	55
5.1 Caracterización	55
5.2 PBM de la Co-DA de FORSU-grasa usada pretratada.....	58
5.2.1 Condiciones mesofílicas	59
5.2.2 Condiciones termofílicas.....	62



5.2.3 Comparación de las condiciones mesofílicas vs condiciones termofílicas	64
CONCLUSIONES	66
REFERENCIAS	69
Anexos.....	79
Anexo I. Condiciones del cromatógrafo de gases para la determinación de AGCL	79
Anexo II. Determinación del volumen de buffer fosfatos para cada reactor....	80
Anexo III. Valores ST y SV para condición húmeda y seca.	81



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Título de la figura	Página
Figura 2.1	Generación de RSU, por región en 2011 (SEMARNAT, 2014).	13
Figura 2.2	Generación de RSU y población (SEDEMA 2012).	14
Figura 2.3	Composición de los RSU del 2011 en México (Adaptado de Sedesol, 2012).	15
Figura 2.4	Ciclo de vida de los RSU (UNIDO, 2007).	16
Figura 2.5	Tratamientos para los RSU (adaptado de BID-OPS).	17
Figura 2.6	Etapas de la DA (Ocaña 2011).	20
Figura 2.7	Rapidez máxima de crecimiento a distintas temperaturas.	29
Figura 2.8	Ejemplo de un triglicérido y el tipo de ácido que lo compone.	37
Figura 2.9	Producción nacional de aceites vegetales (ANIAME, 2006).	39
Figura 4.1	Inóculo.	42
Figura 4.2	Residuo de aceite vegetal usado.	43
Figura 4.3	Método de cuarteo (SEMARNAT, 1985).	44
Figura 4.4	a) Descarga b) homogenización y c) almacenamiento.	44
Figura 4.5	a) Molino b) FORSU molida Almacenamiento de la FORSU.	45
Figura 4.6	Muestras pretratadas para la determinación de AGCL y AGV.	48
Figura 4.7	Viales con muestras.	48
Figura 4.8	a) Mezcla de EtOH y KOH y b) grasa saponificada.	49
Figura 4.9	Diseño experimental.	50
Figura 4.10	Equipo AMPTS II.	51
Figura 4.11	Reactor batch condiciones secas y húmedas.	52
Figura 4.12	Diagrama del experimento.	53
Figura 5.1	Concentración de los AGCL en la grasa usada y saponificada.	58
Figura 5.2	Producción de biogás acumulado a condiciones mesofílicas.	60
Figura 5.3	Composición del biogás producido del inóculo, de la Co-DA FORSU-grasa usada con y sin pretratamiento.	61
Figura 5.4	Producción de biogás acumulado a condiciones termofílicas.	63



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Título de la Tabla	Página
Tabla 2.1	Comparación entre la digestión aerobia y la digestión anaerobia (DA).	18
Tabla 2.2	Ventajas y desventajas de la DA seca y húmeda.	19
Tabla 2.3	Vías de degradación para la etapa de acidogénesis.	22
Tabla 2.4	Reacciones acetogénicas.	24
Tabla 2.5	Principales reacciones acetogénicas (Stam, 1994).	26
Tabla 2.6	Reacciones involucradas en la degradación de MO.	28
Tabla 2.7	Ventajas de la DA a diferentes condiciones de temperatura.	30
Tabla 2.8	Relación temperatura-TRH (Bernal 2011).	33
Tabla 2.9	Caracterización relativa para la co-digestión de diferentes residuos orgánicos (IDAE, 2007).	34
Tabla 2.10	Potenciales de producción de biogás de diferentes residuos orgánicos (Anrign y Angelidaki, 1997).	36
Tabla 4.1	Parámetros evaluados.	46
Tabla 4.2	Parámetros evaluados.	47
Tabla 4.3	Parámetros fijos.	51
Tabla 5.1	Caracterización de la grasa.	55
Tabla 5.2	Resultados de la caracterización de la FORSU.	56
Tabla 5.3	Resultados de la caracterización del inóculo.	57
Tabla 5.4	Caracterización inicial del digestato a condición seca y húmeda.	59
Tabla 5.5	Caracterización final del digestato a condiciones secas y húmedas.	62
Tabla 5.6	Caracterización del digestato a condición húmeda y seca.	64
Tabla 5.7	Comparación de resultados a diferentes temperaturas.	65



INTRODUCCIÓN

En el DF actualmente se producen aproximadamente 13,250 ton/día de residuos sólidos urbanos (RSU) y estudios realizados por SEMARNAT (2014) reportan que el 42% corresponde a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), los cuales están conformados por desechos de alimentos, frutas, verduras, mercados y de cocina.

Estos residuos son recolectados por el servicio de limpia de cada delegación, según lo dispuesto en el 2008 cuando el gobierno federal presentó el Programa Nacional para Prevención y Gestión de los Residuos, con el objetivo de solucionar el problema de la basura y reducir las emisiones de contaminantes locales y globales. Actualmente, los RSU pueden ser depositados en rellenos sanitarios, estaciones de transferencia y/o reciclaje para ser aprovechados como materia prima en otros procesos o productos (INECC 2014).

El problema de la disposición de los RSU radica en la gran producción de estos, teniendo dimensiones socioeconómicas (tecnología rentable, aprovechamiento de los residuos para producir energía, entre otros.) y ambientales (reducción de emisión de gases y lixiviados), las cuales deben de ser consideradas a fin de procurar el bienestar social y ambiental, siendo necesarias nuevas alternativas para su manejo y tratamiento; así mismo, obteniendo un beneficio, como su aprovechamiento energético. Existen diversas tecnologías para el tratamiento de los RSU, entre ellos se encuentran el compostaje, la pirólisis, la gasificación, la incineración, el reciclaje y la digestión anaerobia (DA) (Rojas 2012).

La DA es un tratamiento biológico que transforma la materia orgánica en condiciones ausentes de oxígeno generando dos subproductos: 1) biogás, que es la fuente para la producción de energía y 2) digestato, que se emplea como remediador de suelo; es por ello, que la DA es un método ventajoso sobre otros procesos como el compostaje (Mata-Álvarez et al., 2002).



En los últimos 15 años, la literatura ha reportado estudios sobre la DA a nivel laboratorio y a escala piloto, empleando como sustrato FORSU (Dong *et al.*, 2009); estos trabajos están enfocados principalmente en determinar las condiciones idóneas para incrementar la proporción de metano en el biogás. Es importante el control de diversos factores para la estabilidad y eficiencia de la DA, ya que de estos dependerá el tiempo, el volumen y la composición de biogás generado. Los factores más importantes según Li Dong (2010) son la temperatura, la fuente y concentración del sustrato, la fuente del inóculo y la proporción de inóculo/sustrato.

Entre las mejoras del proceso de DA, se han estudiado las relaciones entre la cantidad de los sólidos totales (ST) del sustrato y del inóculo; estos sólidos se definen como la materia suspendida o disuelta en un medio acuoso (Forster, 2005). Así mismo, el factor de temperatura, por ejemplo, en diversos estudios se ha realizado una comparación del rendimiento en condiciones mesofílicas (35 °C) contra condiciones termofílicas (55 °C), sin que ocurra una inhibición (Fernández-Polanco *et al.*, 2000).

Con base en esto, los estudios están relacionados a encontrar formas de operar el proceso de forma económica y sin presentar inhibición. Una opción para esto, es emplear la co-digestión anaerobia (Co-DA), la cual se define como un tratamiento anaerobio de una mezcla de dos o más sustratos para mejorar la estabilidad del proceso, además de ser una alternativa económica y útil cuando la producción de biogás es mínima (Mata-Álvarez, 2003 y Cabaii 2013). Las mezclas del sustrato tratado en el proceso de Co-DA deben de encontrarse de manera equilibrada en cuanto a las propiedades fisicoquímicas para que las interacciones se lleven de forma correcta evitando así inhibiciones y optimizar la producción, es importante considerar que la calidad de los desechos orgánicos utilizados en este proceso afectan a las condiciones del reactor y en el uso del digestato como fertilizante de suelos agrícolas (Cabaii 2013).



En la actualidad los residuos grasos son llevados a centros de acopio, incinerados o en el caso de los residuos de aceite vegetal son aprovechados en la elaboración de bio-combustibles, sin embargo, es importante mencionar que el uso de residuos grasos puede mejorar el contenido de metano en el biogás comparando con el uso de otros co-sustratos como son los carbohidratos o las proteínas (Davidsson 2008).

Cuando en la Co-DA se emplean grasas para mejorar la producción de metano el proceso puede durar mayor tiempo, por lo que una opción para acelerar el proceso es emplear un pretratamiento a las grasas. El tratamiento más usado para la degradación de las grasas es la saponificación.

Considerando lo descrito previamente, este proyecto se realiza considerando la problemática del tratamiento de la FORSU y enfocándose en dos factores de la operación del proceso de Co-DA (utilizando grasas pretratadas): la temperatura y la cantidad de sólidos para el incremento de la producción de metano.



HIPÓTESIS

Sí en pruebas de co-digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) con aceite vegetal usado, se utiliza un pretratamiento de saponificación para este último sustrato, entonces la transformación de cadenas largas de lípidos a cadenas cortas de glicerol conducirán a una mayor producción de biogás.



OBJETIVO

- **Objetivo General**

Evaluar comparativamente la producción de biogás a partir de la co-digestión anaerobia de FORSU y aceite vegetal usado sin y con un pretratamiento de saponificación de este último sustrato.

- **Objetivos Particulares**

- ✓ Evaluar las características fisicoquímicas de la FORSU, del inóculo y del residuo de grasa empleados en la co-digestión anaerobia para tratar de encontrar alguna relación de estos con la producción de biogás.
- ✓ Evaluar el efecto de la saponificación del aceite vegetal usado, mediante la cuantificación de ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena larga, sobre la producción de biogás durante la co-digestión anaerobia con FORSU.
- ✓ Comparar la producción de biogás en pruebas de co-digestión anaerobia, tanto vía húmeda como vía seca de FORSU y de aceite vegetal usado sin y con pretratamiento por saponificación, a condiciones mesofílicas (35 °C) y termofílicas (55 °C).



MARCO TEÓRICO

2.1 Definición y problemática actual de los residuos sólidos urbanos

Los RSU son los desechos generados en las casas-habitación, como resultado de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas; los que provienen de establecimientos o de la vía pública, o los que resultan de la limpieza de las vías o lugares públicos (SEMARNAT, 2014).

La gran cantidad de RSU se ha convertido en una problemática de contaminación ambiental, ya que su volumen se incrementa en proporción al aumento de la población y su inadecuada disposición provoca problemas a la salud y al ambiente como olores desagradables, fauna nociva, afectación en la composición física y química del agua, suelo y aire; además de contribuir a la generación de gases de efecto invernadero (dióxido de carbono, metano, nitrógeno y vapor de agua) de manera incontrolada.

El volumen de los RSU varía dependiendo de factores como son: tamaño de la entidad, densidad poblacional y actividades que realicen los habitantes (Veyna 2007).

La Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) ha realizado estimaciones con base en la norma NMX-AA-61-1985 “Determinación de la generación”, que en 2011 en el país se generaron aproximadamente 41 millones de toneladas, lo que es equivalente en promedio a 112.5 toneladas de RSU diariamente; esta cifra se incrementó un 25% comparado con el año 2003. La generación total de RSU en el país difiere de manera importante a nivel geográfico (Figura 2.1), en 2011 la región centro del país contribuyó con el 51% de la generación total en el país, seguida por la Frontera Norte (16%) (SEMARNAT, 2014). Por entidad federativa, las regiones que generaron los mayores volúmenes del total nacional de RSU en 2011 fueron: Estado de México (16%), Distrito Federal (12%) y Jalisco (7%). De

forma contraria, los estados que produjeron menor volumen de residuos fueron: Baja California Sur y Campeche (cada una con 0.6%) y Colima (0.5%).

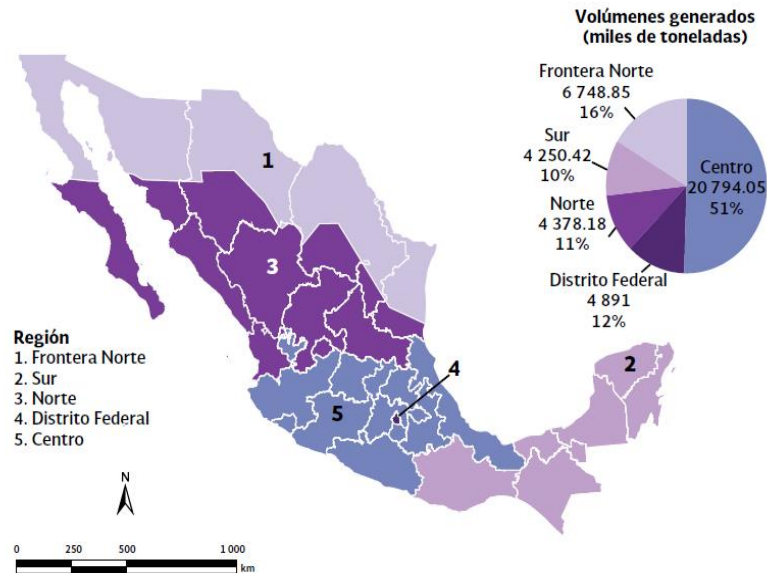


Figura 2.1 Generación de RSU, por región en 2011 (SEMARNAT, 2014).

2.2 RSU en el Distrito Federal

En el Distrito Federal se recolectan 17,043 toneladas de RSU diariamente, que representan una quinta parte de la recolección nacional, es decir, en promedio se recolectan 1.9 kilogramos de RSU por habitante diariamente. Dentro de las seis delegaciones en las cuales se concentran tres quintas partes de la población del D.F se recolecta el 71% de los residuos. Comparando los residuos generados por las delegaciones sobresale Iztapalapa, registrando 3,533 toneladas diarias (21%), Gustavo A. Madero con 2,965 toneladas (17%), Coyoacán con 1,136 toneladas (7%) y Álvaro Obregón con 1,095 toneladas por día (6%) (INEGI 2013). En la figura 2.2 se puede observar la cantidad de RSU y la población que habita en cada delegación.

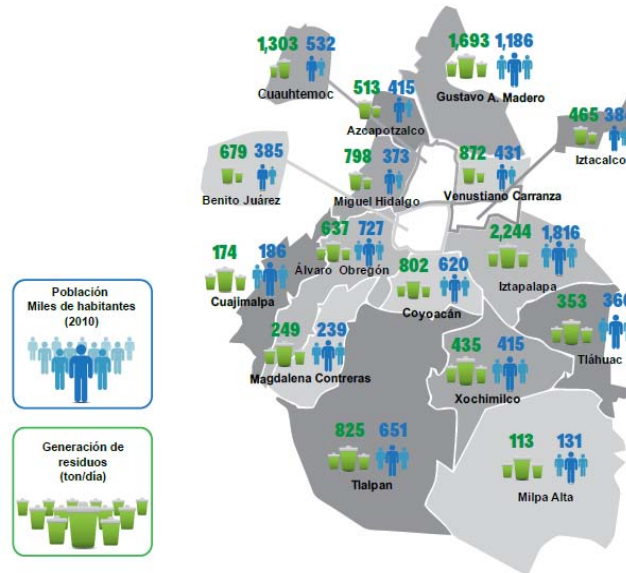


Figura 2.2 Generación de RSU y población (SEDEMA 2012).

2.3 Residuos sólidos orgánicos

La composición de los RSU ha cambiado de manera importante en las últimas décadas en el país. En general, la composición depende, de los patrones de consumo de la población: países con menores ingresos producen menor cantidad de residuos mientras que en los países con mayores ingresos producen en mayor cantidad y en su mayoría inorgánicos, al provenir de productos manufacturados (BID-OPS, 1997).

En la figura 2.3 se muestra la composición de los RSU en México, cabe destacar que la mayor parte corresponde a la fracción orgánica; dichos restos se componen de residuos de comida generados en hogares, cafeterías, hoteles, restaurantes por mencionar los principales (Sedesol, 2012).

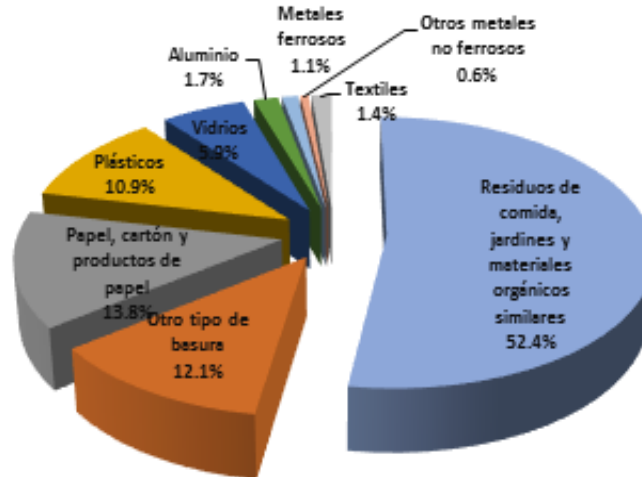


Figura 2.3 Composición de los RSU del 2011 en México (Adaptado de Sedesol, 2012).

2.4 Tratamientos biológicos para los residuos sólidos orgánicos

Considerando el ciclo de vida de los RSU (figura 2.4), después de su generación los RSU pasan por una serie de procedimientos, que de forma general son: recolección, reciclaje y disposición final; sin embargo, el tratamiento y valorización de estos residuos ha tomado relevancia a través de su tratamiento y separación, es decir, ocurre una valorización al considerar que son un recurso a partir del cual se puede utilizar como materia prima, nutriente orgánico y el más importante en la actualidad: la energía (Ibañez, 2012).



Figura 2.4 Ciclo de vida de los RSU (UNIDO, 2007).

Por otra parte, la FORSU representa un 53% del total de los RSU, los cuales se componen principalmente de comida generada en hogares, restaurantes, cafeterías, por mencionar algunas fuentes. Además de restos de poda y materiales orgánicos similares. La FORSU se considera de suma importancia ya que mediante un manejo adecuado puede ser una fuente potencial de obtención de energía y con ello se reduciría su impacto ambiental (Shahriari 2012). Los tratamientos que se pueden dar a los RSU se muestran en la figura 2.5.

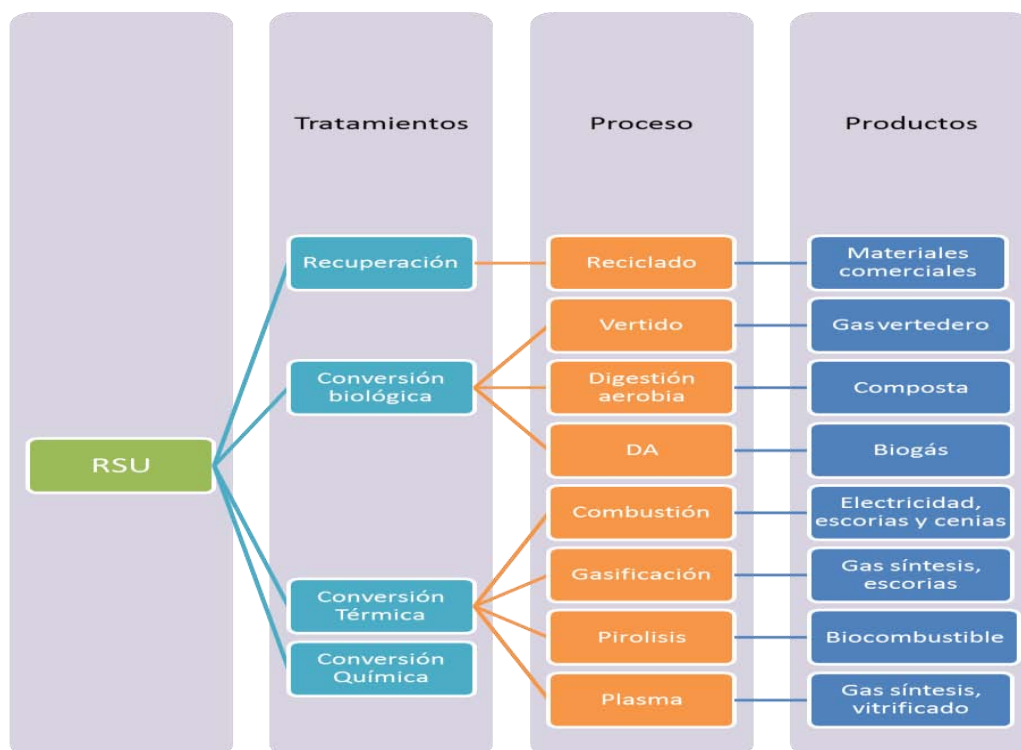


Figura 2.5 Tratamientos para los RSU (adaptado de BID-OPS).

Dentro de los tratamientos biológicos se encuentran dos tipos de procesos biológicos principales para el tratamiento de la FORSU: procesos aerobios en los cuales se lleva a cabo en un medio con presencia de oxígeno como el compostaje o proceso anaerobio (en ausencia de oxígeno) como la digestión anaerobia.

Las reacciones de biodegradación que se llevan en dicho proceso son reacciones de óxido-reducción (el sustrato es oxidado y pierde iones H^+ y electrones que son transferidos a un aceptor). De acuerdo a la naturaleza del aceptor final, se pueden diferenciar tres tipos de metabolismos energéticos: (Robles, 2005).

- a) Respiración aerobia, el aceptor final es el oxígeno molecular.
- b) Respiración anaerobia, el aceptor es un compuesto inorgánico diferente al oxígeno, como son: nitratos, sulfatos, carbonatos, entre otros.
- c) La fermentación, se lleva a cabo bajo condiciones de anaerobiosis y se pueden producir diferentes compuestos etanol, ácido láctico, entre otros.



En la tabla 2.1 se realiza una comparación entre la DA y la digestión aerobia.

Tabla 2.1 Comparación entre digestión aerobia y digestión anaerobia.

Proceso	Digestión aerobia	DA
Oxígeno	Presencia	Ausencia
Subproductos	CO ₂ , agua y composta	Biogás y composta
Parámetros	Temperatura, pH, humedad y cantidad de oxígeno ideal	Temperatura, Sólidos Totales, Tiempo de retención hidráulico, relación C:N, carga orgánica y pH
Energía	Alto consumo	Bajo consumo
Ventajas	Fertilizante orgánico	Destrucción de organismos parásitos y patógenos
Desventajas	Equipo especializado para la creación de pilas. Grandes áreas para la degradación	Baja producción y estabilización de lodos

2.4.1 Digestión Anaerobia (DA)

La Digestión Anaerobia (DA) es un proceso biológico que involucra principalmente bacterias y arqueas específicas que degradan la materia orgánica contenida en un sustrato, en ausencia de oxígeno y otros oxidantes fuertes. Como consecuencia de este proceso, la materia orgánica se transforma en productos finales estables e inertes; además de la generación de biogás (Fernández, 2010) y de un digestato o suspensión acuosa que contiene los componentes difíciles de degradar, así como los minerales que conforman la biomasa (Ostrem, 2004). El digestato se considera rico en nitrógeno, por lo que puede ser utilizado como fertilizante para suelos (Li *et al*, 2011).

En cuanto a la composición de biogás ésta puede variar de acuerdo al sustrato y las bacterias presentes, una composición típica es de 70% de metano, 25-30% de dióxido de carbono, 0.5% de sulfuro de hidrógeno y trazas de otros gases (N₂,



NH₃, H₂), la suma de estos gases representa el 1% del volumen total (Peters, 2007).

Considerando las condiciones de los Sólidos Totales (ST) contenidos en el reactor, la DA según Cho y colaboradores, (2010) se dividen en: húmeda ($\leq 10\%$ ST), semi-seca (10 - 20% ST) y seca ($\geq 20\%$ ST). En la tabla 2.2 se muestran las ventajas y desventajas de la DA húmeda y seca.

Tabla 2.2 Ventajas y desventajas de la DA seca y húmeda (elaboración propia).

DA	Húmeda	Seca
Ventajas	Uso de agua residual Tecnología sencilla Empleo de lixiviado	Mínimo volumen de agua Mayor producción de metano Bajo consumo de energía Menor producción de lixiviados
Desventajas	Mayor tiempo de residencia hidráulico Mayor consumo energético Grandes volúmenes de área	Mayor conocimiento y rigor en diseño y operación

2.4.1.1 Etapas de la DA

El proceso de la DA consta de diversas etapas que están conectadas en serie y/o paralelo, en las cuales cada grupo microbiano, está relacionado al aprovechar como sustrato los productos generados por el metabolismo de los microorganismos involucrados en la etapa anterior. Las etapas de la DA son: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2014). En la figura 2.6 se presenta un esquema del proceso de la DA; se indican las etapas y los productos formados en cada una de ellas.

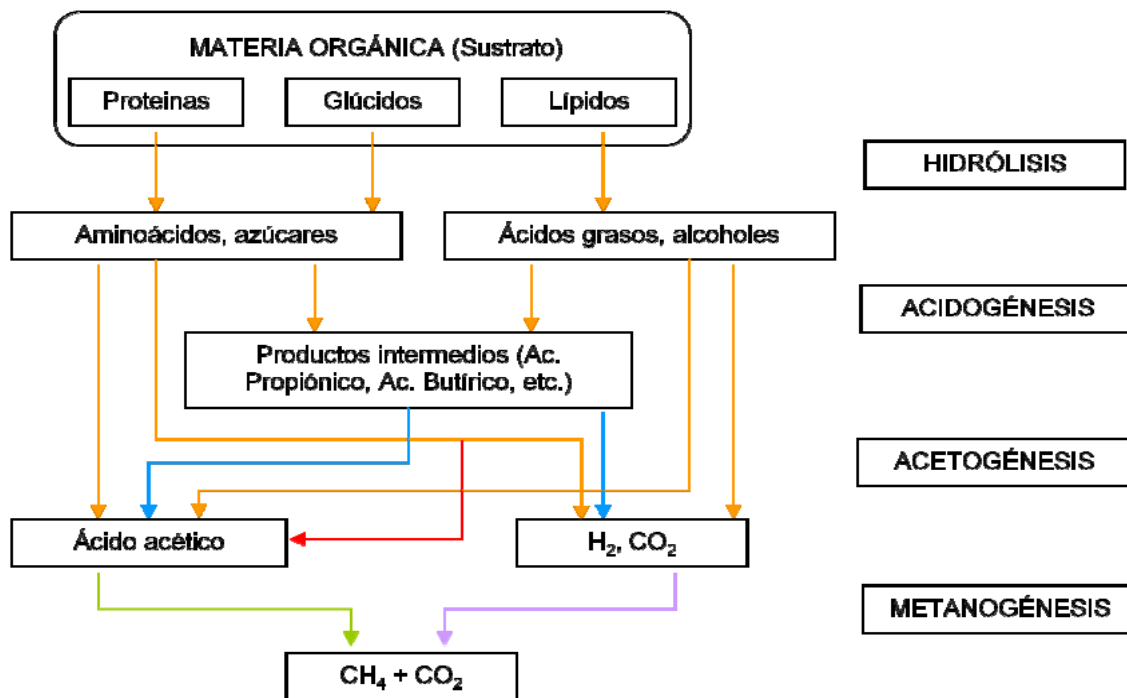


Figura 2.6 Etapas de la DA (Ocaña, 2011).

HIDRÓLISIS

La primera etapa para llevar a cabo la degradación anaerobia de sustratos orgánicos comienza con la hidrólisis, la cual se produce por la acción de exoenzimas secretadas por las bacterias de la microbiota acidogénica, además de llevar a cabo la ruptura de las macromoléculas orgánicas hasta subunidades sencillas, es decir, los materiales orgánicos complejos se descomponen dando como resultado monómeros solubles, las proteínas son desdobladas en aminoácidos, las grasas a ácidos grasos, triglicéridos a glicerol, los carbohidratos complejos (polisacáridos, celulosa, lignina, almidón y fibra son convertidos en azúcares simples (glucosa) (Fernández-Rodríguez 2010 y Veyna 2007). Por otra parte, las proteínas se hidrolizan en péptidos y aminoácidos que son utilizados en la síntesis de nuevo material celular y el resto es degradado a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en las siguientes etapas del proceso (Ortega, 2006).

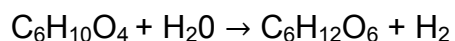
La hidrólisis se considera la etapa limitante de la DA de los residuos sólidos orgánicos, debido a que incluye diversas funciones de la enzima de carbono



implicada, los ciclos de nitrógeno y fósforo, lo que provoca que haya un mayor grado de dificultad para las bacterias acidogénicas (Fernández-Rodríguez *et al* 2007).

En el proceso de la DA, las proteínas constituyen un sustrato esencial ya que no solamente es una fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Las proteínas se hidrolizan en péptidos y aminoácidos que son utilizados en la síntesis de nuevo material celular y el resto es degradado a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en las siguientes etapas del proceso (Ortega, 2006).

Para los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO) la fórmula química es $C_6H_{10}O_4$. La reacción de la hidrólisis se puede analizar tomando como base un azúcar simple, por lo que en este caso la glucosa se puede representar de la siguiente manera (Verma 2002).



La generación de monómeros que estarán disponibles para el siguiente grupo de bacterias son productos de las bacterias hidrolíticas o fermentativas. La hidrólisis es catalizada por las enzimas que son excretadas de las bacterias (celulasa, proteasa y lipasa).

ACIDOGÉNESIS

En esta etapa se produce una gran cantidad de ácidos, las bacterias acidogénicas transforman los productos de la hidrólisis para realizar su metabolismo y producir ácidos grasos volátiles de cadena corta (de uno a cinco moléculas de carbono) como son: propiónico, fórmico, láctico, butírico, valérico, succínico y acético (Argüelles-Castillo 2005), compuestos orgánicos simples, las cetonas (acetona) y los alcoholes (glicerol, etanol y metanol). De acuerdo al tipo de bacterias y condiciones como temperatura y pH varían las concentraciones de los productos formados en esta etapa.

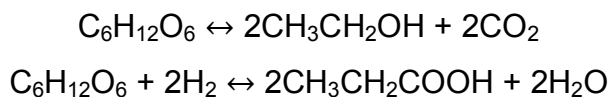


Entre las principales bacterias acidogénicas se encuentran los géneros *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Escherichia* y *Aerobacter* (López, 1998). Las vías de degradación para efectuar esta etapa son las mostradas en la tabla 2.3:

Tabla 2.3 Vías de degradación para la etapa de acidogénesis.

Compuesto	Vía de degradación
Carbohidratos	Principal ruta metabólica de degradación de glucosa para la formación de ácidos orgánicos es mediante Embden-Meyerhof, cuyo intermediario es el piruvato para generar después Acetil-CoA y CO ₂
Aminoácidos	Se degradan tomando dos aminoácidos, en el cual uno es donador de hidrógeno y el otro receptor, se acoplan con acetato, amonio y CO ₂ .
Fermentación	Se lleva a cabo en los aminoácidos y se considera rápida. Se producen ácidos grasos de cadena corta e H ₂ .
Ácidos Grasos de Cadena Larga	Son oxidados a ácidos grasos de cadena corta por medio del mecanismo de β-oxidación. Dicho mecanismo es un ciclo en espiral produciendo principalmente ácido acético.

Las reacciones más comunes en esta etapa se muestran a continuación. De manera general, en la primera reacción la glucosa se convierte en etanol y en la siguiente reacción la glucosa se transforma en propianato (Rittman, 2001).





ACETOGÉNESIS

Los productos finales de la etapa acidogénica se transforman en acetato como producto principal en la etapa de acetogénesis. Las bacterias acetogénicas son facultativas que viven en una estrecha colaboración con las arqueas metanogénicas (Fernández-Rodríguez 2010). Algunos microorganismos asociados a este proceso suelen ser las bacterias *Acetobacterium Woodii* y *Clostridium Aceticum*.

Esta etapa puede desarrollarse a partir de dos rutas diferentes.

- a) Deshidrogenación acetogénica, la cual genera acetato a partir de otros ácidos grasos y ciertos alcoholes. Es importante señalar que la formación de acetato depende de la concentración de H_2 existente, además, la degradación del propionato a acetato puede inhibirse al existir concentraciones de H_2 del orden de 500-50,000 ppm en el biogás.
- b) Hidrogenación acetogénica, las bacterias homoacetogénicas sintetizan acetato a partir de H_2 y CO_2 .

Boone y colaboradores, (1987) han estudiado dos tipos de bacterias que realizan la deshidrogenación acetogénica, ambas producen sustrato metanogénico (H_2 , CO_2 y acetato). Las bacterias acetogénicas protón-reductores obligadas forman acetato y sólo crecen en condiciones de bajas concentraciones de hidrógeno. Las bacterias fermentativas crecen independientemente de que el H_2 producido en su metabolismo sea oxidado o eliminado del medio, ya que cuando no se produce esta eliminación, los electrones se consumen por otras vías, además de producir ácidos grasos volátiles (AGV) si la presión de H_2 es elevada y el par H_2/CO_2 es mínimo.



Tabla 2.4 Reacciones acetogénicas.

Etanol y ácido láctico
$Etanol + H_2O \rightarrow Acetato^- + H^+ + 2H_2$
$Lactato^- + 2H_2O \rightarrow Acetato^- + H^+ + 2H_2 + HCO_3^-$
Ácidos grasos
$Acetato^- + 3H_2O \rightarrow H^+ + 4H_2 + 2HCO_3^-$
$Propionato^- + 3H_2O \rightarrow Acetato^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$
$Butirato^- + 2H_2O \rightarrow 2Acetato^- + H^+ + 2H_2$
$Valerato^- + 3H_2O \rightarrow 3Acetato^- + 2H^+ + 4H_2$
Aminoácidos
$Alanina + 3H_2O \rightarrow Acetato^- + HCO_3^- + 4NH_4^+ + H^+ + 2H_2$
$Aspartato^- + 4H_2O \rightarrow Acetato^- + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$
$Leucina + 3H_2O \rightarrow Isovalerato^- + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$
$Glutamato^- + 4H_2O \rightarrow Propionato^- + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$
$Glutamato^- + 7H_2O \rightarrow Acetato^- + NH_4^+ + 3H^+ + 5H_2$

METANOGENÉISIS

Es la última etapa del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica. Los microorganismos metanogénicos se pueden considerar como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que la mayor parte de la energía química contenida en el sustrato es convertida en metano y son los responsables de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores (Veyna 2007). Las bacterias metanogénicas son las encargadas de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente (H_2 y CO_2 , acetato, metanol y mono-, di- y tri-aminas).

Dentro del dominio arquea se clasifican los organismos metanogénicos, morfológicamente pueden ser bacilos cortos, largos; cocos de varias ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos. Todas estas bacterias poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la participante en el último paso de la formación de metano (Madigan *et al*, 1998).



Se pueden diferenciar tres grupos de microorganismos metanogénicos:

- a) *Archaea* acetoclásticas. Realizan la reacción acetoclástica, cuyos productos finales son el metano y el dióxido de carbono, se lleva a cabo por los géneros de *Archaea*: *Methanosarcina* y *Methanotrix*; estos microorganismos tienen tasas de crecimiento lentas, con un tiempo de 24 horas, siendo afectadas por H_2 . Los requerimientos nutricionales de los microorganismos metanogénica son variados, algunos son autótrofos y otros necesitan factores muy complejos para su crecimiento o trazas específicas de minerales.
- b) Metanogénicas metilotróficas. Utilizan compuestos de un carbono (metanol) para formar metano.
- c) Metanogénicas hidrogenofílicas. Utilizan hidrógeno y dióxido de carbón para la formación de metano, de acuerdo a estudios realizados por Mata-Álvarez (2003), estas bacterias son más rápidas en comparación con las acetoclásticas, con un tiempo de duplicación de 4 a 6 horas.

Se establecen sinergias de crecimiento entre estas bacterias a través de equilibrios relacionados con los niveles de ácidos e H_2 . Algunas *Archaeas* metanogénicas consumen el H_2 generado en las etapas anteriores manteniéndolo en un nivel bajo de modo que se puedan desarrollar algunos grupos acidogénicos, un ejemplo es la asociación de las bacterias acetogénicas protón-reductoras.

Las diferentes reacciones implicadas en la etapa de la metanogénesis se esquematizan en la tabla 2.5.



Tabla 2.5 Principales reacciones metanogénicas (Stams, 1994).

Reacciones hidrogenotróficas
$4\text{H}_2 + \text{H}^+ + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Acetato} + 4\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + 4\text{S}^\circ \rightarrow 4\text{HS}^- + 4\text{H}^+$
$4\text{H}_2 + 2\text{HCO}_3^- + 10\text{H}^+ \rightarrow 2\text{CH}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$
$4\text{H}_2 + 4 \text{ fumarato} \rightarrow 4 \text{ succinato}$
$4\text{H}_2 + \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$
Interconversión formato-hidrógeno
$\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{formato} + \text{H}_2\text{O}$
Metanogénesis acetoclástica
$\text{Acetato} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$
Metanogénesis a partir de otros sustratos
Fórmico
$4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
Metanol
$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
Trimetil-amina
$4(\text{CH}_3)_3\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$
Dimetil-amina
$2(\text{CH}_3)_2\text{NH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$
Monometil-amina
$4(\text{CH}_3)\text{NH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$

De manera general, la degradación metanogénica depende de la naturaleza del sustrato inicial así como de la ruta metabólica que es seleccionada por los microorganismos. El acetato participa en el 70% de las fermentaciones que forman metano, mientras que la vía de $\text{H}_2 + \text{CO}_2$ representa el 30% restante (Jeris y McCarty, 1965).

La metanogénesis es una etapa sensible ya que si se presentan factores que puedan impedir el crecimiento de microorganismos metanogénicos provocará una acumulación de ácidos grasos (productos de la acidogénesis) disminuyendo el valor del pH. La metanogénesis es la etapa que controla el proceso de la DA debido a que las bacterias metanogénicas tienen una tasa de crecimiento menor a las bacterias de la etapa acidogénica, por lo tanto, la cinética de todo el proceso se puede describir por la cinética de la metanogénesis (Comwell y Davis, 1998).



2.4.2. Parámetros operacionales de la DA

Los parámetros más relevantes son: temperatura, fuente y concentración del sustrato, fuente del inóculo, proporción de inóculo/sustrato, tiempo de retención hidráulica (TRH). Si dichos parámetros no son controlados pueden inhibir el proceso en alguna etapa (De Baere *et al.*, 2010). A continuación se explican a mayor profundidad la temperatura, pH y el TRH.

- **Temperatura**

Controla el proceso de la DA a través de los balances energéticos, afecta la rapidez global del proceso, la actividad y tipo de los microorganismos, la constante de equilibrio y la solubilidad de los gases. Oscilaciones de 2 °C pueden causar el desequilibrio de la producción (Romero, 2009). Los microorganismos anaerobios se desarrollan en un amplio intervalo de temperaturas que van entre los -5 °C y los 80 °C (Bayley *et al.*, 1986). De forma general se clasifican en tres grupos de acuerdo al intervalo óptimo para su crecimiento (Mosey, 1983; Angenent y colaboradores, 2002):

- Psicrófilicos ($T < 20$ °C) → óptimo 15 °C
- Mesófilicos ($20 < T < 45$ °C) → óptimo 35 °C
- Termófilicos ($T < 55$ °C) → óptimo 55 °C

En la tabla 2.6 se muestran las energías libres de Gibbs a 35 °C y 55 °C para reacciones anaerobias.



Tabla 2.6. Reacciones involucradas en la degradación de materia orgánica (MO).

Reacción	AG ⁰ (kJ/mol)	AG ⁰ (kJ/mol) a	35°C	a 55°C
Acetato + H ₂ O → CH ₄ + HCO ₃ ⁻			31	-34
Acetato + 4 H ₂ O → 2 HCO ₃ ⁻ + H ⁺ + 4 H ₂			104,2	89,8
HCO ₃ ⁻ + 4 H ₂ + H ⁺ → CH ₄ + 3 H ₂ O			-135,6	122,5
Propionato + 3 H ₂ O → HCO ₃ ⁻ + Acetato + H ⁺ + 3 H ₂			76,1	62,3
Butirato + 2 H ₂ O → Acetato + H ⁺ + 2 H ₂			48,1	37,9

De acuerdo a las propiedades fisicoquímicas del medio de la reacción, la temperatura tiene un efecto:

- Sedimentabilidad de las partículas. Mejora a altas temperaturas como consecuencia de la viscosidad del medio.
- Viscosidad. Al aumentar la temperatura la viscosidad del medio anaerobio disminuye, además de un menor requerimiento energético para la agitación.
- Solubilidad de los gases. Disminuye la solubilidad de gases como: H₂S e H₂, favoreciendo la transferencia líquido-gas y como consecuencia la desaparición más rápida en el medio acuoso.
- Aumento en la concentración de sales disueltas así como la cantidad de iones no disociados en el medio. Así, aumenta la concentración de AGV, NH₃, H₂S, con el consiguiente efecto tóxico asociado a los mismos (Van Lier *et al.*, 1993).
- Equilibrio químico. Se favorece la disolución de altas cantidades de compuestos (sales principalmente) al haber un aumento de temperatura, además favorece la disociación de compuestos como: Ácidos grasos volátiles y amonio, elevando el efecto tóxico del amoniaco.

La DA a bajas temperaturas causa la aparición de natas superficiales (Halalshah *et al.*, 2001), si bien depende de la temperatura, entre los 45 °C y los 50 °C, la DA es prácticamente nula (De la Rubia, 2003), y por encima de los 50 °C vuelve a existir una importante actividad degradativa hasta los 70 °C.

En la figura 2.7 se presenta una comparación de la rapidez de crecimiento de los microorganismos en los intervalos psicofílico, mesofílico y termofílico (Romero *et al.*, 2002). Como se observa, en cada intervalo, la rapidez de crecimiento de los microorganismos aumenta con la temperatura hasta lograr un valor máximo a partir del cual se produce un descenso de la misma.

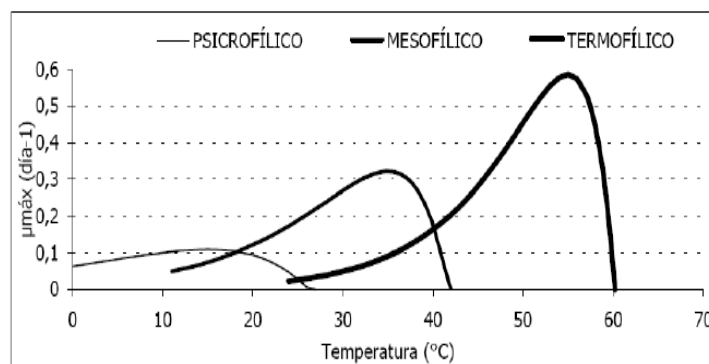


Figura 2.7 Rapidez máxima de crecimiento a distintas temperaturas.

La rapidez máxima de crecimiento específica puede interpretarse como la diferencia entre dos funciones exponenciales, en las cuales una contempla el aumento de actividad celular conforme aumenta la temperatura y la otra considera la inactivación de microorganismos como consecuencia de la desnaturalización de las proteínas del protoplasma celular (Sinclair, 1990).

La temperatura óptima puede variar con base a la composición de la materia y el tipo de digestor, es importante mantenerla relativamente constante en el proceso anaerobio para mantener una tasa de producción de biogás. Una disminución de la temperatura provoca una disminución en la actividad de todos los microorganismos y el choque térmico provoca un aumento en la relación carga



orgánica/actividad microbiana, pudiendo bloquear todas las etapas del proceso (Soto *et al.*, 1993).

En la tabla 2.7 se muestran las principales ventajas de los intervalos termofílico y mesofílico de temperatura, los cuales son los más empleados.

Tabla 2.7. Ventajas de la DA a diferentes condiciones de temperatura.

Mesofílico	Termofílico
	Rapidez de crecimiento tres veces mayor a los organismos comparables a 35 °C
	Reactores de menor escala
Menor sensibilidad a cambios ambientales	Menor TRH
Disminución de AGV's	Aumento en la eliminación de sólidos volátiles (SV)
Menor tasa de hidrólisis de proteínas	Mayor rapidez de actividad enzimática provocando una mayor estabilidad en el arranque
Disminución de la DQO	
Menor efecto inhibitorio del amonio	Elevado grado de desactivación de patógenos y virus
Menores requerimientos energéticos	Baja generación de lodos
	Reducción de viscosidad de los líquidos
	Favorecimiento de la hidrólisis



- pH

Los procesos de biodegradación están influenciados por el pH del medio de reacción, ya que modifica la rapidez del proceso y determina el tipo de microorganismos que se pueden desarrollar (Ratledge, 1991), además que en función del pH del medio presentan una evolución (Gray, 1989). Los distintos grupos de microorganismos involucrados tienen un intervalo óptimo de pH para su crecimiento (Martí 2006 y Veyna 2007), a continuación se enlistan:

- Acidogénicos: 6-6.5
- Fermentativos: 7.2-7.4
- Acetogénicos: 7.0-7.2
- Metanogénicos: 6.5-8.2

Los valores del pH de trabajo en condiciones mesofílicas se sitúan en el entorno de 7.2 a 7.5, mientras que para condiciones termofílicas oscila entre 7.5 y 8.0 (Fernández-Rodríguez, 2010).

El valor de pH en el digester determina la composición y la cantidad de producción de biogás, cuando un pH se encuentra estable indica equilibrio del sistema y estabilidad del digester. Gourdon y Vermande, (1987) reportan que un pH descendente apunta a una estabilidad ácida por acumulación de AGV.

El pH afecta a los distintos equilibrios químicos existentes en el medio, en el caso de los equilibrios ácidos-base del amoníaco y del ácido acético, al haber un incremento en el pH se favorece la formación de amoníaco que, en el caso de presentarse altas concentraciones puede causar la inhibición del crecimiento microbiano, impidiendo la acidogénesis (Lusk, 1999) y a pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético, lo que inhibe el mecanismo de degradación del propionato (Martí, 2006); en el caso de las *Archaeas* metanogénicas y las bacterias acetogénicas son los microorganismos



con rapidez de crecimiento más baja en el proceso y más sensibles a los cambios en las condiciones del sistema, la inhibición de la actividad microbiana por elevadas concentraciones de NH_3 , H_2S y AGV's (ácido acético, palmítico, propiónico y butírico) es dependiente del pH ya que las formas ionizadas son las únicas que exhiben la toxicidad microbiana.

Por el contrario, las bacterias de la etapa acidogénica son menos sensibles a dichos cambios y, por tanto, continúan produciendo ácidos, dióxido de carbono, hidrógeno, principalmente, provocando una disminución importante del pH ($\text{pH} < 6$) y, como consecuencia, la inhibición de la actividad metanogénica y acetogénica (Fernández-Rodríguez, 2010).

En general, los valores de pH para acidogénesis convencional son a menudo cerca de 6 o 6.5 cuando fácilmente son degradables los componentes que se encuentran involucrados. Penaud *et al.* (1997) afirma que el pH óptimo para la acidogénesis es 8.5. Llevar a cabo la ejecución de los reactores con un pH alcalino de 8.5, mejora la solubilización de DQO y la actividad acidogénica. Sin embargo, tiene algunos inconvenientes ya que requiere una adición de agentes alcalinos que son costosos y podría conducir a problemas de toxicidad.

- **Tiempo de retención hidráulica (TRH)**

Definido como el tiempo medio de permanencia del material orgánico en el reactor, se puede calcular como el cociente entre el volumen del tanque y el caudal de entrada (Del Valle, 2013). Durante este periodo, el material debe haber liberado toda la cantidad de biogás que se pueda liberar. Una disminución excesiva puede provocar el arrastre de las archaeas metanogénicas, que son las de más lento crecimiento y cruciales para la última etapa del proceso. Según Monnet (2004), bajo condiciones mesofílicas el rango es de 15 a 30 días, mientras que para las condiciones termofílicas es de 12-14 días. En la tabla 2.8 se indica los tiempos de retención en función de la temperatura.



Tabla 2.8 Relación temperatura-TRH (Bernal 2011).

Temperatura (°C)	TRH (días)
10	90
15	60
20	45
25	37
30	32
35	28

En sistemas de mezcla compacta, el TRH es igual al tiempo celular, por lo que el tiempo de retención tiene que ser suficiente para alcanzar el crecimiento microbiano adecuado. Si se aumenta el TRH se producirá un aumento en el grado de degradación de la materia orgánica, y por consecuencia, un aumento en la producción de biogás, aunque este último comenzará a decrecer una vez alcanzado el óptimo (Bote, 2013).

2.5 Co-digestión anaerobia (Co-DA)

La co-digestión es la DA conjunta de una mezcla de dos o más sustratos de diferente origen en un solo proceso (Mata-Álvarez, 2003). La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. Además, que las ventajas económicas son considerables al tratar dos o más tipos de residuo, haciendo más rentable el proceso y disminuyendo los costos de operación (Li *et al*, 2011). Las características de este proceso son:

- Aprovechar la unión de los sustratos y de sus composiciones para su aprovechamiento y obtención de mayor cantidad de biogás.
- Compartir las instalaciones de tratamiento.



- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Respecto al tiempo, se puede llevar a cabo el proceso de co-digestión disminuye el TRH y aumenta la producción de metano.
- Mejora en la estabilidad del proceso y balance de nutrientes (relación C:N óptima 25:1).

En la tabla 2.9 se indican las características relativas para la Co-DA con respecto a diferentes residuos, los distintos sentidos de las flechas indican el posible interés en la mezcla, por lo que se puede compensar la carencia relativa de uno de los dos residuos.

Tabla 2.9 Caracterización relativa para la co-digestión de diferentes residuos orgánicos (IDAE, 2007).

	Residuos ganaderos	Lodos depuración	FORM	Residuos industria alimentaria
Micro y macronutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑ ↓	↑	↑
Capacidad tampón (alcalinidad)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑ ↓	↑	↑

De acuerdo a investigaciones realizadas por Silvestre y colaboradores (2014) es importante para llevar a cabo la Co-DA considerar el tipo de sustrato y la relación con la biomasa para un balance de nutrientes adecuado, adicionar sustratos con una alta biodegradabilidad, incrementan la carga orgánica en el medio favoreciendo las condiciones bioquímicas y el crecimiento de los grupos de microorganismos presentes en el proceso. Por lo tanto, la Co-DA resulta beneficiosa en términos de diluir compuestos que pueden ser tóxicos, además del



beneficio de utilizar varios residuos para equilibrar ciertos parámetros que permiten la evolución del proceso.

Como ya se ha mencionado, la combinación permite una mejora en el balance de nutrientes ajustando la relación C:N. Dicho ajuste es importante ya que si la relación está muy elevada puede implicar una deficiencia de nitrógeno, y por el contrario, puede inhibir el proceso por la presencia de nitrógeno amoniacal. Es importante considerar el nitrógeno por ser uno de los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de la biomasa anaerobia. El uso de un co-sustrato ayuda a tener una la capacidad amortiguadora del pH (Esteban, 2014).

Ahring y colaboradores (1997) y Bardiya y colaboradores (1996) reportaron en sus estudios que los RSU e industriales suelen contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable (lípidos, carbohidratos y proteínas), lo que indica un mayor potencial de producción de biogás comparado con los residuos ganaderos (30 a 500 m³/ton). Sin embargo, estos residuos pueden presentar inconvenientes para su digestión como: deficiencia en nutrientes, baja alcalinidad, o alto contenido en sólidos que provoque problemas mecánicos (Banks y Humphreys, 1998). Es importante considerar qué sustratos ricos en lípidos, a pesar de su alto potencial de metano su naturaleza hidrofóbica le provoca un difícil acceso al consorcio microbiano, considerando la generación de ácidos grasos de cadena larga (AGCL) (forma degradada de los lípidos), tienen que ser absorbidos por la biomasa, lo cual puede afectar la membrana celular (Battimelli *et al.*, 2010).

La Co-DA de residuos orgánicos de diferente origen ha resultado una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como mesofílico, además de obtener buenos resultados para mezclas que incluyen residuos ganaderos con residuos de carne, obteniendo una alta producción de metano. También se han conseguido buenos resultados con la Co-DA de lodos de aguas residuales urbanas junto con FORSU (Brinkman, 1999). En la tabla 2.10 se muestra los resultados de Co-Da para



diferentes residuos, así como su contenido orgánicos y de forma general existe una mayor producción para los aceites vegetales, mientras que para los lodos residuales la producción es menor, esto es consecuencia de la baja concentración en materia orgánica y alto contenido en agua.

Tabla 2.10 Potenciales de producción de biogás de diferentes residuos orgánicos (Anrign y Angelidaki, 1997).

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /tonelada)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80% lípidos, 20% otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110

2.6 Definición de grasas y composición

Las grasas y los aceites naturales son en su mayoría ésteres de la glicerina y ácidos carboxílicos; se conocen también como glicéridos (McMurry, 2001). Hay otros derivados de lípidos sencillos o compuestos que mantienen las propiedades del grupo: ácidos grasos, alcoholes de cadena larga y esteroides, además de los hidrocarburos. Una grasa o aceite está compuesta por triglicéridos, los cuales son una molécula de glicerol esterificada con tres ácidos grasos. Actualmente, se



conocen más de 40 ácidos grasos con la siguiente fórmula general: $\text{CH}_3-(\text{CH}_2)_n-\text{COOH}$, donde n varía en función del ácido graso, además de determinar la longitud de onda de la cadena de átomos de carbono. Los lípidos de los alimentos contienen ácidos grasos de cadena lineal y de carbonos en número par, pueden ser saturados o insaturados (éstos últimos con dobles enlaces) la mayoría en posición *cis* (Yagüe, 2003).

De manera general, el término grasa se refiere a todos los triglicéridos, relacionándose con productos de origen animal y vegetal, mientras que el término de aceite se refiere a lípidos de origen vegetal sin importar el estado según la temperatura ambiental o punto de fusión. Son insolubles en agua, pero solubles en solventes no polares como éter, cloroformo, benceno, acetona y similares (Luna, 2007).

Ciertos ácidos grasos están presentes en todas las grasas, aceites y otros lípidos, los tres más comunes son: oleico, linoleico, esteárico (con dieciocho carbonos) y palmítico y palmitoleico (dieciséis carbonos).

La grasa animal contiene principalmente una mezcla de triglicéridos, provenientes de tres ácidos: palmítico, esteárico y oleico (Figura 2.8).

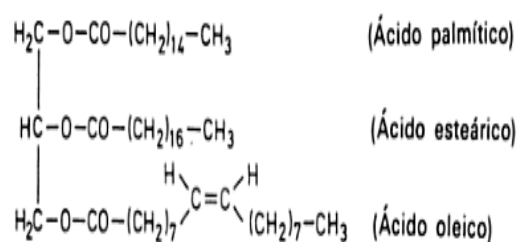


Figura 2.8 Ejemplo de un triglicérido y el tipo de ácido que lo compone.

En comparación con la grasa animal, los aceites vegetales como son: aceite de oliva, linaza, coco, etc. contienen mayoritariamente: ésteres de la glicerina y ácidos con varios enlaces dobles, además de los glicéridos del palmítico, oleico y esteárico.



Se sabe que, cuanto mayor sea la cantidad de ácido oleico, la grasa tiene una mayor fluidez por acción del calor. Por el contrario, si la cantidad de ácidos grasos saturados (palmítico y esteárico) presentes es mayor, la grasa se funde a temperaturas más altas. Por lo que, con base a los ácidos grasos se pueden establecer cinco subgrupos (Fennema, 1982):

- Aceites procedentes de semillas: girasol, maíz, cacahuate, algodón, sésamo y cártamo. También de pulpa de frutos como: oliva y palma, ricos en ácidos oleico, linoleico y contenido en ácidos grasos saturados no superior al 20%.
- Aceite de babasu, coquilla, coco y palma. Dichos aceites contienen un 40-50% de ácido laúrico con bajo grado de insaturación y ácidos grasos de cadena corta, por lo tanto se funden a temperaturas poco altas.
- Aceites de soja, germen de trigo, cáñamo y perilla. Ricos en ácido linoleico
- Grasas lácteas. Contienen ácido butírico.
- Tejidos adiposos animales. Con un elevado grado de saturación de ácidos grasos.

De acuerdo a Yagüe (2003), algunas de sus propiedades físicas más relevantes son las siguientes:

- **Punto de fusión.** Su determinación es de mayor interés en las grasas animales que en los aceites vegetales, ya que la mayoría se encuentran en estado líquido a temperatura ambiente. El punto de fusión de la grasa o aceite es menor cuando hay una mayor cantidad de ácidos grasos de cadena corta, además del grado de insaturación (los hidrógenos cercanos a dobles enlaces tienen una mayor tendencia a reaccionar que los hidrógenos de enlaces saturados, por lo tanto los insaturados se alteran fácilmente).
- **Calor específico.** Aumenta en función de la insaturación de los ácidos grasos.



- **Viscosidad.** Se encuentra relacionada al tamaño de la molécula y su orientación. Aumenta con el incremento de la longitud de la cadena de los ácidos grasos y disminuye conforme aumente la insaturación.
- **Densidad.** Sus valores se encuentran entre 0.914 a 0.919 para el aceite de oliva, en el resto aún no está especificado.
- **Índice de refracción.** Se incrementa con la longitud de la cadena y la insaturación. Se relaciona con el índice de iodo, el cual permite conocer el grado de insaturación de las moléculas.

2.7 Producción de aceite en México.

De acuerdo a la Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles A.C (ANIAME), la producción y el consumo de aceites y grasas en el mercado mexicano está estrechamente relacionado con el desempeño de la economía del país. Alrededor del 60% de la producción de aceites vegetales es para la fabricación de aceite embotellado; mientras que casi un 26% se destina a la industria alimentaria para los productos, de estos aceites y grasas aproximadamente el 61% son grasas insaturadas (ANIAME, 2006).

En el año 2005, la producción nacional de aceites vegetales fue de 1.22 millones de toneladas, siendo la mayor producción el aceite de soya con un 55% (figura 2.9).

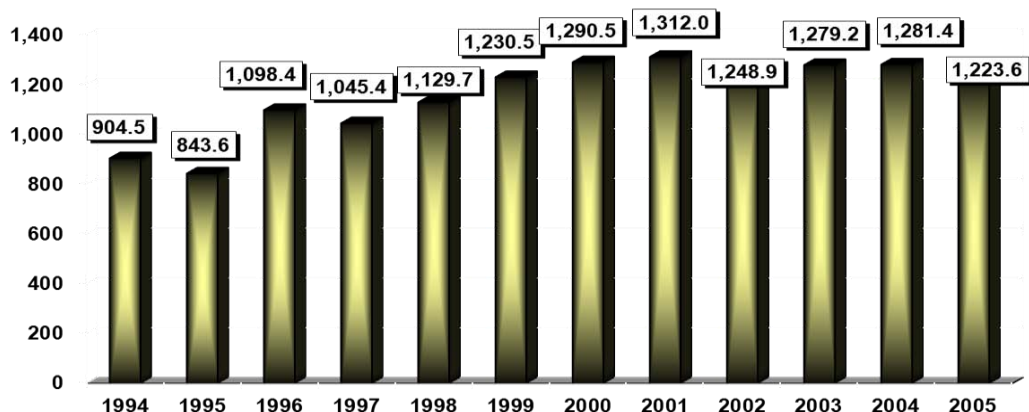


Figura 2.9 Producción nacional de aceites vegetales (ANIAM, 2006).

En la actualidad, los residuos grasos son llevados a centros de acopio, incinerados o en el caso de los residuos de aceite vegetal son aprovechados en la elaboración de biocombustibles, es importante señalar que el uso de un co-sustrato puede mejorar el contenido de metano en el biogás comparando con el uso de otros co-sustratos como son los carbohidratos o las proteínas (Davidsson 2008).

La reutilización de grasas y aceites evitaría que dichos residuos fueran mezclados con aguas residuales, lo cual puede conducir al bloqueo de las tuberías de las alcantarillas, y en consecuencia, el derrame del drenaje sanitario al adherirse en las paredes del tubo una alta concentración de sales de calcio y ácidos grasos, dichos componentes desencadenan una reacción de saponificación, la cual impide el libre flujo de agua (He, 2013).

2.8 Co-DA de FORSU-grasa usada

El uso de estos residuos para la Co-DA presenta una complementariedad considerable ya que factores como: el contenido de materia orgánica biodegradable, la relación C:N y el porcentaje de materia orgánica son mayores para la FORSU en comparación que la grasa (Esteban, 2014). Sin embargo, una



mayor concentración de macronutrientes y micronutrientes contenidos en la grasa compensa la falta de nutrientes que suele caracterizar a la FORSU.

De acuerdo a diversos autores, los sustratos ricos en lípidos combinados con otro tipo de residuo mejoran la producción de biogás rico en metano, es por ello que es importante considerar la degradación biológica de las grasas, la cual consiste en dos pasos: 1. Los glicéridos son hidrolizados por enzimas llamadas lipasas y 2. Los ácidos grasos sufren rupturas de la cadena de carbono, son degradados mediante el mecanismo β -oxidación a acetato e hidrógeno, los cuales son convertidos a una mezcla de metano y dióxido de carbono (Affes *et al.*, 2013).

Dicha reacción está limitada por las propiedades fisicoquímicas de las grasas considerando su insolubilidad en agua y a temperatura ambiente se semi-solidifican. Es por ello que las grasas se deben de someter a pre-tratamientos específicos antes del proceso biológico con la finalidad de mejorar su emulsificación y biodisponibilidad (Mouneimne, 2003) y así minimizar el problema de disponibilidad del sustrato a la biomasa.

METODOLOGÍA

El trabajo experimental consistió de dos etapas: 1) Muestreo y caracterización de la FORSU y la grasa usada, y; 2) Experimentación de la co-digestión, la cual consiste en una prueba donde se varía la condición de sólidos totales (ST) y temperatura.

4.1 Muestreo

Inóculo

El inóculo empleado se obtuvo del reactor de una planta de tratamiento anaerobio del agua residual de una cervecera (figura 4.1). Para su uso, primero se dejó sedimentar por 3 horas, después se lavó con agua empleando una criba para quitar el excedente de agua y posteriormente se almacenó en frascos de plástico en el cuarto frío a una temperatura de $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$.



Figura 4.1 Inóculo.

Grasa

Los residuos de grasa fueron recolectados en la cafetería de la Facultad de Química Conjunto D y E, dichos residuos son aceites vegetales empleados en la

preparación de alimentos y se almacenaron en un frasco de plástico a temperatura ambiente (21 °C), en un lugar que no permitiera el paso de la luz (figura 4.2).



Figura 4.2. Residuo de aceite vegetal usado.

FORSU

El muestreo de FORSU se realizó el día 2 de septiembre del 2014 en la estación de transferencia de la delegación Coyoacán, al ser una de las delegaciones que mejor separación de residuos orgánicos e inorgánicos realiza (Secretaría de Obras y Servicios del Gobierno del Distrito Federal, 2013). Estos residuos son provenientes de casas-habitación, principalmente de la colonia Santa Úrsula Coapa y Viaducto Tlalpan, todas ubicadas en la delegación Coyoacán y Tlalpan, estas delegaciones ocupan el cuarto y décimo cuarto lugar entre las delegaciones que mayor cantidad de residuos producen en el Distrito Federal , según Sedesol (2012).

El muestreo se realizó de acuerdo a los establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-015-1985 “Método de cuarteo” (figura 4.3), para garantizar que la muestra fuera representativa en tamaño y composición para la experimentación.



Figura 4.3 Método de cuarteo (SEMARNAT, 1985).

Este método consistió en lo siguiente: sobre una lona se colocó los residuos que fueron directamente arrojados del camión (Figura 4.4a), después fueron homogenizados de manera manual con ayuda de palas y el total se dividió en cuatro partes. Durante el mezclado se iban separando los residuos inorgánicos que tenía la muestra (Figura 4.4b); una vez retirados esos residuos y homogeneizada la muestra, se almacenó en botes para su transportación (Figura 4.4c).

El procedimiento anterior se realizó dos veces hasta completar una muestra total de aproximadamente 60 kg, las bolsas se almacenaron en botes para evitar que se derramara el líquido. Posteriormente, las muestras se guardaron a una temperatura de $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$, para evitar la descomposición de la misma.



Figura 4.4 a) Descarga b) homogenización y c) almacenamiento.

4.2 Caracterización

Previamente a la caracterización se realizó la trituración de los residuos, empleando un molino, ubicado en la Facultad de Ingeniería (figura 4.5a). El propósito de moler los residuos fue para emplear un menor tamaño de partícula (figura 4.5b) de la FORSU en la DA con la finalidad de incrementar el área superficial específica disponible aumentando así la actividad microbiana (Hendriks y Zeeman 2009), lo que genera un aumento en la biodegradabilidad del sustrato. Una vez molidos todos los residuos sólidos se guardaron en bolsas herméticas y se almacenaron en el congelador a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su empleo (figura 4.5c).



Figura 4.5 a) Molino b) FORSU molida Almacenamiento de la FORSU.

Para la caracterización de la FORSU se tomaron 50 g de muestra para realizar las determinaciones fisicoquímicas: humedad, sólidos totales (ST), sólidos disueltos (SD) y sólidos volátiles (SV). En el caso de las determinaciones de los parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total (PT) y grasas se realizaron disoluciones de FORSU en agua destilada. En la Tabla 4.1 se muestran los parámetros que fueron evaluados en la grasa, la FORSU y el inóculo, la norma de referencia y la técnica en la cual se basa cada determinación.

En el caso de la determinación de los parámetros de humedad, ST y SV en la grasa se empleó una termobalanza marca Ohaus modelo MB35, en el lodo y FORSU una balanza analítica marca Ohaus modelo PA2144c y para los parámetros donde se emplea la colorimetría se empleó un espectrofotómetro marca Thermo Spectronic modelo 4001/4.


Tabla 4.1. Parámetros evaluados

Parámetro	Norma	Técnica
pH	NMX-AA-25-1984 Protección al Ambiente-Contaminación del Suelo-residuos, Sólidos-determinación del pH-Método	Potenciométrico Diferencia de potencial
% Humedad	NMX-AA-034-2001 Protección al Ambiente, Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de Humedad.	Gravimetría
SD, ST y SF	NMX-AA-016-1984 Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales-Determinación de Humedad.	Gravimetría
SV	NMX-AA-034-2001 Análisis de agua- Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.	Gravimetría
% GRASAS	NMX-F-089-S-1978 Determinación de extracto etéreo (Método Soxhlet) en alimentos. Ciudad de México, 1978.	Gravimetría
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua - Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba	Colorimetría
ÍNDICE DE ACIDEZ (IA)	NMX-F-101-1987 Alimentos. Aceites y grasas vegetales o animales. Determinación del índice de acidez.	Titulación de AGCL
ÍNDICE DE SAPONIFICACIÓN (IS)	NMX-F-174-S-1981 Alimentos para humanos. Determinación del índice de saponificación en aceites y grasas vegetales o animales.	Reacción química de AGCL



En la tabla 4.2 se muestran los parámetros que se evaluaron en cada muestra. Todas las pruebas se determinaron por duplicado.

Tabla 4.2. Parámetros evaluados

Parámetro	ST	SV	pH	Humedad	DQO	Grasas	IA	IS
Inóculo	✓	✓	✓	✓	✓			
FORSU	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
Grasa	✓	✓	✓	✓			✓	✓

También se determinó la concentración de ácido grasos volátiles (AGV) y ácidos grasos de cadena larga (AGCL) en la FORSU, en la biomasa, en la grasa sin saponificar y en la grasa pretratada. Para esto se realizó un pretratamiento de acuerdo a Neves y colaboradores (2007), posteriormente se inyectaron al cromatógrafo *de gases* marca Agilent modelo 7890A, equipado con un detector de ionización de flama (FID en inglés) en una columna capilar ZB-5MS (Phenomenex, Zebron). Las condiciones se indican en el anexo I.

El procedimiento del pretratamiento para la determinación de AGCL y AGV se llevó de la siguiente manera: las muestras se secaron a 80 °C durante 12 horas, una vez seca, se pesó 0.5 g de la muestra, se transfirió a un vial, después se agregó 2 mL de diclorometano (DCM) grado HPLC, 1.5 mL de una solución estándar, 1.5 mL de una solución de HCl-propanol (25% v/v) y 2 mL de agua grado HPLC; la mezcla se agitó con un vortex y se tomó una muestra de 0.5 mL para su posterior análisis. Después la muestra sobrante se digirió a 150 °C por 3 horas (figura 4.6).



Figura 4.6 Muestras pretratadas para la determinación de AGCL y AGV.

Posteriormente a la agitación y a la digestión la muestra presentó dos fases (fase acuosa y fase orgánica), nuevamente se agregó 2 mL de diclorometano grado HPLC, se agitó en el vortex y se dejó reposar durante 3 minutos. Posteriormente se extrae 0.5 mL de la fase orgánica y se colocó en viales de 2 μ L, los cuales se inyectaron en el cromatógrafo de gases para la determinación de AGCL (figura 4.7).

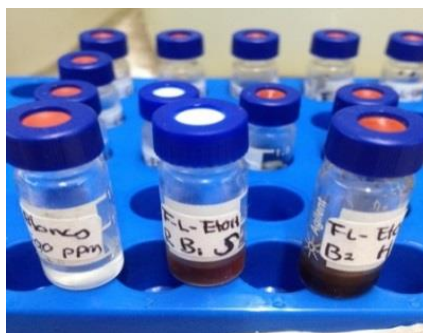


Figura 4.7 Viales con muestras.

4.3 Pretratamiento de las grasas vegetales usadas

Para los residuos de grasa de origen vegetal se procedió a realizar un pretratamiento termoalcalino agregando un agente alcalino (KOH) a una determinada temperatura (100 °C). Dicho pretratamiento se conoce como saponificación, de acuerdo a la literatura se ha reportado que residuos de grasa pretratados producen una mayor cantidad de metano al ser una técnica que

mejora la emulsificación y la biodisponibilidad de los residuos grasos (Mouneime 2003).

La saponificación se hizo realizando una modificando de la norma NMX-F-174-S-1981 “Determinación del índice de saponificación en grasas y aceites vegetales o animales”, ésta consistió en añadir alcohol etílico (EtOH) con una pureza del 98%.

Inicialmente se pesaron 30 g de KOH, 30 g de residuo de grasa y 240 mL de EtOH, se mezclaron y se colocaron en un sistema de reflujo en una parrilla de calentamiento a una temperatura de 100 °C por 2 horas (figura 4.8). Transcurridas las 2 horas de calentamiento se obtuvo una pasta semisólida color amarillo claro.



Figura 4.8 a) Mezcla de EtOH y KOH y b) grasa saponificada.

4.4 Montaje del Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

La técnica de PBM tiene como objetivo determinar el grado de biodegradabilidad de los residuos sólidos orgánicos mediante el proceso de Co-DA, en dicha prueba se determina el potencial de generación de metano en unidades de volumen de gas por unidades de volumen de masa de residuos expresado como SV (Hansen 2004).

Para la determinación de las mejores condiciones de la Co-DA se realizó un diseño experimental que consistió en un experimento factorial de dos factores y cada uno de dos niveles (2x2). En la figura 4.9 se muestra el diagrama del diseño experimental, éste se realizó en dos partes: en la primera se trabajó las

condiciones secas y húmedas a temperatura mesofílica y en la segunda las condiciones húmedas y secas en condiciones termofílicas.

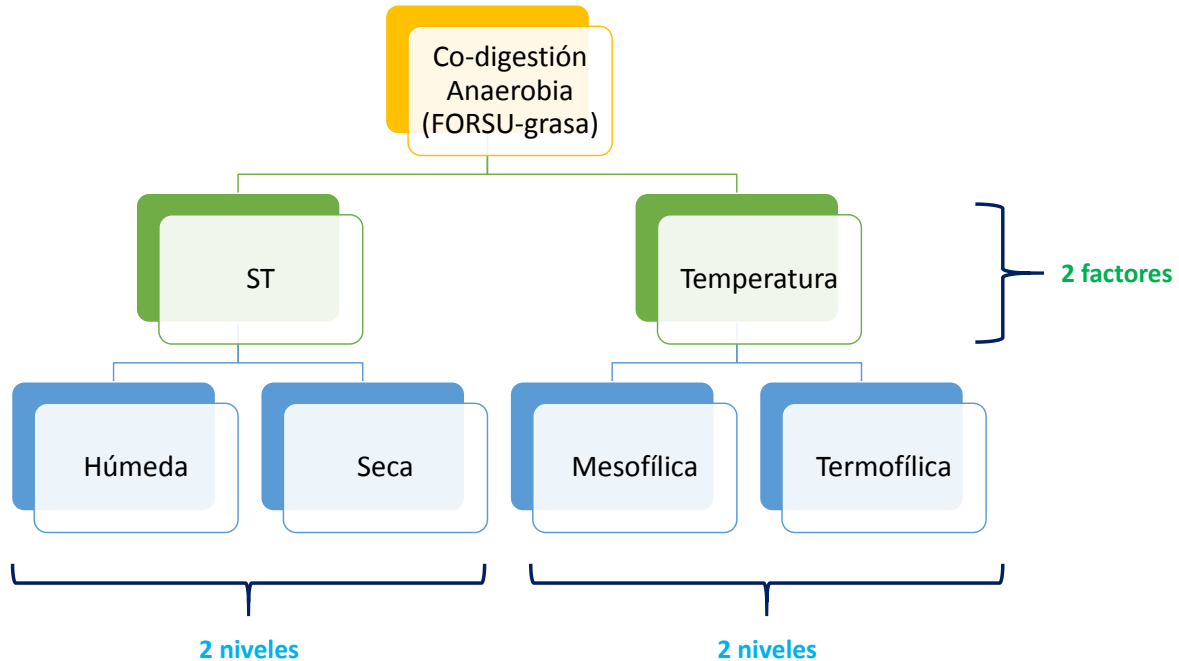


Figura 4.9 Diseño experimental.

Durante ambos experimentos se empleó el equipo de potencial de metano Bioprocess AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System por sus siglas en inglés), dicho equipo cuenta con quince reactores batch con capacidad de 500 mL adaptados con una tapa de septo y una manguera que está conectada a un contenedor de NaOH 3M, que funcionó como trampa para absorber el CO₂ y H₂S contenido en el biogás. El equipo cuenta con un baño maría que mantiene la temperatura y un sistema para el almacenamiento del biogás producido (figura 4.10).



Figura 4.10 Equipo AMPTS II.

Durante ambos experimentos se emplearon las siguientes condiciones fijas, determinadas en experimentos previos reportados por Alcántar (2014) para la Co-DA de FORSU y grasa pretratada.

Primeramente se colocaron reactores batch con las condiciones mostradas en la Tabla 4.3. La mitad de estos fueron a condiciones secas, es decir toda la mezcla de sustrato y co-sustrato contenía un total de 24% de ST, es decir, condiciones secas (datos, Anexo III); la otra mitad contenía un 10% de ST, condiciones húmedas (datos, Anexo II y III); en ambos casos manteniendo las relaciones antes mencionadas (figura 4.11). Posteriormente se añadió carbonato de calcio (condiciones secas) o solución buffer (condiciones húmedas), con el propósito de amortiguar el pH, el cual se recomienda en un valor de 8.5 para asegurar una mayor producción de AGCL en el caso de mesofílico y para el caso de termofílico valores entre 7.5-8.

Tabla 4.3 Parámetros fijos

Parámetro	Valor
Relación inóculo /sustrato	2:1
Relación FORSU: grasa	70:30
Volumen útil del reactor (%)	70



Figura 4.11 Reactor batch condiciones secas y húmedas.

En los ocho frascos para la condición seca se agregó 35 g de SV de inóculo por cada 17.5 g de SV de sustrato, de tal forma que la relación inóculo:sustrato fue de 35:17.5, para el caso de la condición húmeda se agregó 20 g de SV de inóculo por cada 10 g de SV de sustrato manteniendo la relación: 20:10.

En el primer experimento todos los reactores se mantuvieron a una temperatura de 35 °C, después se repitió la experimentación a una temperatura de 55 °C, los dos experimentos se llevaron a cabo hasta que la producción acumulada de biogás fuera constante. En cada experimento se colocaron dos blancos paralelamente: 1) Inóculo y 2) FORSU-grasa sin pretratamiento y tres reactores que contenían FORSU-grasa con pretratamiento con una concentración de 1.4 g KOH/gSV_{grasa}, siendo un total de 15 reactores en cada experimento (figura 4.12). La finalidad de utilizar dos blancos fue con el propósito de analizar el efecto de la saponificación en la grasa y para el caso del inóculo, analizar la importancia de agregar un sustrato para aportar la cantidad adecuada de nutrientes que permitan llevar a cabo el proceso aumentando la producción.

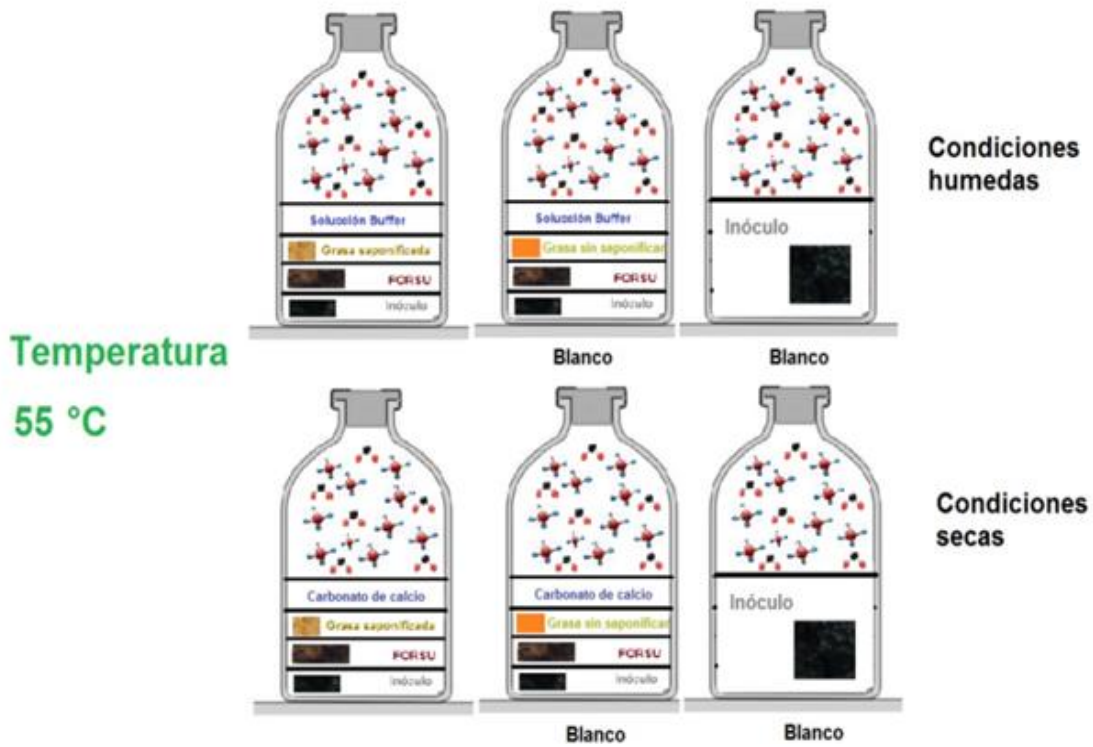
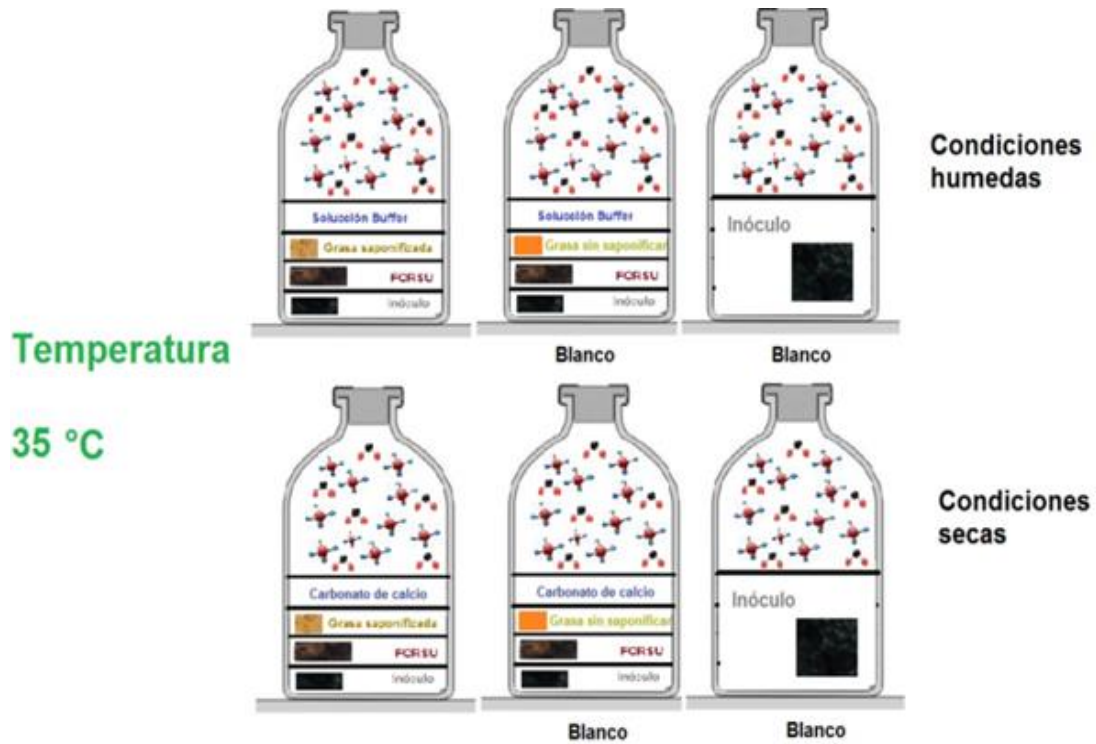


Figura 4.12 Diagrama del experimento.



4.5 Seguimiento de la prueba de PBM

A lo largo de la experimentación se determinó diariamente el volumen de biogás producido en los reactores por el software con el que cuenta el equipo, la composición del biogás cada tercer día por medio de cromatografía con detector FID y la concentración de los AGV y AGCL en los reactores que contenían la Co-DA cada 4 días.

Finalizado el tiempo de retención hidráulica, se determinaron los siguientes parámetros: pH, alcalinidad, índice α , DQO, ST y SV.



RESULTADOS Y ANÁLISIS

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la experimentación previamente descrita. Esta sección está dividida en dos partes: resultados de la caracterización y resultados del experimento de PBM.

5.1 Caracterización

En la tabla 5.1 se presentan los resultados de la caracterización inicial de la grasa, con base en el resultado de humedad (0.11%), se demuestra que la cantidad de agua presente en la muestra es mínima, por lo que se puede concluir que prácticamente toda la grasa está constituida por SV, resultado que se confirma con la concentración de sólidos. Respecto al índice de acidez (IA), el resultado se expresa en términos del porcentaje de un ácido de referencia, para estos resultados en ácido oleico por ser el ácido que se encontraba en la muestra en mayor proporción (0.499%), estos cálculos se realizaron con base en la NMX F-101-1987, el IA resultó de 0.99%.

Tabla 5.1 Caracterización de la grasa.

Parámetro	Valor
% Humedad	0.11
ST (g ST/kg de grasa)	908.01
SF (g SF/kg de grasa)	908.01
SV (g SV/kg de grasa)	908.01
IA	0.99
% AG Oléico	0.499
% AG Palmítico	0.453
% AG Laúrico	0.354



En el caso de la FORSU, la tabla 5.2 muestra los resultados de la caracterización, de forma general la muestra contiene un 76.73 %, lo que representa que la mayor parte del peso total es agua, siendo la cantidad de materia sólida baja (23.27%). En cuanto a los sólidos, la cantidad final de SV es mayor a la cantidad de SF, lo que significa que la composición de la FORSU en su mayoría es materia orgánica, lo que indica que es un sustrato que se puede tratar por un proceso biológico.

La cantidad de sólidos en la muestra fue de 22-23%, lo cual entra en el intervalo de seca, por lo que se decidió que no se realizaría algún tratamiento extra para secarla. Otro parámetro para comprobar la biodegradación del sustrato es la DQO (787.67 mg/kg de FORSU), con dicho valor se puede concluir que la mayor parte de los sólidos son oxidables, favoreciendo al proceso.

Tabla 5.2 Resultados de la caracterización de la FORSU.

Parámetro	Promedio \pm D.S
ST (g ST/kg de residuo)	224.28 \pm 1.41
SF (g SF/kg de residuo)	18.30 \pm 0.19
SV (g SV/kg de residuo)	205.97 \pm 1.21
Humedad (%)	76.73 \pm 0.14
% grasa base seca	4.29 \pm 0.026
pH	4.34
DQO total	895.67 \pm 5.65
DQO soluble	787.67 \pm 11.31

En la tabla 5.3 se muestra la caracterización del inóculo. Mediante los resultados se denota que los ST tienen 89.70% de humedad. De los ST, un alto porcentaje (88.02%) corresponde a los SV; indicando que en su mayoría está conformado por material orgánico lo que favorece al proceso biológico.



Tabla 5.3 Resultados de la caracterización del inóculo.

Parámetro	Valor
ST (g/kg)	104.59
SV (g/kg)	92.06
SF (g/kg)	12.53
Humedad (%)	89.70

En la figura 5.1 se muestra la concentración de los AGCL para la grasa sin saponificar, la grasa saponificada y la FORSU. Los ácidos que predominan son el ácido linoleico y el ácido palmítico; el ácido que está en menor concentración es el mirístico.

En la muestra de grasa sin saponificar los ácidos grasos que se encuentran en mayor proporción son el linoleico, esteárico y oleico. En la muestra de grasa saponificada están presentes en mayor cantidad el ácido palmítico y mirístico, lo cual permite inferir que se llevó a cabo correctamente la saponificación, se constató además la presencia de ácidos oleico y linoleico. Estos resultados están acordes con He *et al.*, (2013) quienes reportan que como resultado de una saponificación adecuada el ácido palmítico se encuentra en una alta proporción con respecto a los otros ácidos grasos.

Por otra parte, si la FORSU en su composición contiene una mayor cantidad de ácido linoleico se beneficiará al proceso en el que sea utilizada debido a que el ácido linoleico es transformado a ácido palmítico y la reacción que se lleva a cabo tendrá un mayor tiempo para transformar el ácido palmítico a ácidos más lentos.

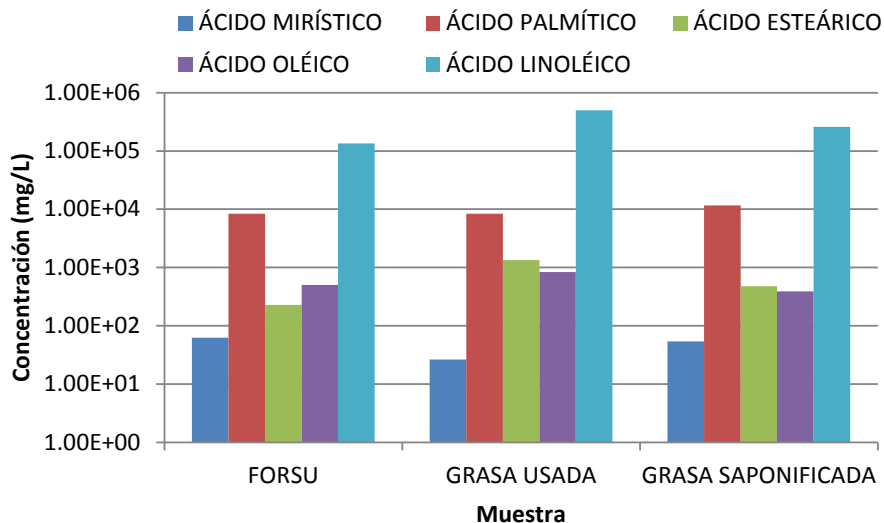


Figura 5.1 Concentración de los AGCL en la grasa usada y saponificada.

5.2 PBM de la Co-DA de FORSU-grasa usada pretratada

Esta sección se divide en dos partes, la primera corresponde a las condiciones mesofílicas y la segunda a las condiciones termofílicas. En la Tabla 5.4 se muestra la caracterización inicial de los reactores que se sometieron a diferentes condiciones. De forma general, cabe resaltar que el reactor que contiene FORSU-grasa con pretratamiento en condición húmeda es el que mayor concentración de DQO presenta, debido al pretratamiento y el de menor concentración es de FORSU-grasa sin pretratamiento en condición húmeda, debido a la disolución para obtener condiciones húmedas. En el caso del porcentaje de humedad, las muestras con FORSU-grasa pretratada y FORSU-grasa sin pretratamiento presentan valores muy similares tanto para la condición húmeda como para la condición seca, respecto a los sólidos las características son similares; lo que indica que la mayor parte corresponde a los SV, favoreciendo al proceso biológico por su alto contenido de material orgánico.



Tabla 5.4 Caracterización inicial del digestato a condición seca y húmeda.

Condiciones	FORSU-grasa con pretratamiento		FORSU-grasa sin pretratamiento	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Parámetro/				
% Humedad	89.46	84.90	88.97	83.93
DQO (mg/L)	853.67	367.00	578.67	175.33
ST (g ST/Kg de residuo)	105.43	151.03	110.27	160.66
SF (g ST/Kg de residuo)	41.04	21.64	160.66	20.06
SV (g ST/Kg de residuo)	64.40	129.30	105.43	140.60
pH	7.5	8.5	7.5	8.5
Índice α	0.6	0.73	0.71	0.7

5.2.1 Condiciones mesofílicas

En la figura 5.2 se muestra la comparación de la producción acumulada de metano de la Co-DA de la FORSU y de la grasa pretratada a lo largo de 35 días, estos datos están normalizados (NmL) empleando la ecuación de gas ideal a condiciones normales de temperatura y presión (25 °C y 1 atm, respectivamente).

El reactor en que se llevó a cabo la Co-DA de FORSU- grasa usada con pretratamiento con una concentración de 1.4 g KOH/ g SVgrasa, mostró una mayor producción de biogás (7410 NmL CH₄/ g SV FORSU) en comparación con el reactor que contenía FORSU- grasa usada sin pretratamiento (5777 NmL CH₄/ g SV FORSU); esto era de esperarse debido al pretratamiento realizado a la grasa usada aunado al balance entre los micronutrientes. Respecto a las condiciones húmedas se tuvo un comportamiento similar a las condiciones secas, se obtuvo un volumen acumulado mayor (562 NmL CH₄/ g SV FORSU) en el reactor con respecto al reactor que contenía FORSU-grasa usada sin tratamiento con una concentración de 1.4 g KOH/ g SVgrasa (504 NmL CH₄/ g SV FORSU).



Con estos resultados se demuestra que el pretratamiento ejerció un efecto positivo a la Co-DA, que se refleja en un aumento de la producción de biogás. De forma general, el pretratamiento contribuyó a que se redujera el TRH debido a que los AGCL de los residuos de grasa están con mayor disponibilidad para que ocurra la biodegradación biológica. La diferencia de la producción entre la condición seca y la condición húmeda se debe a que en la condición seca hay una mayor cantidad de materia a ser degradada, debido a que no ocurre una dilución.

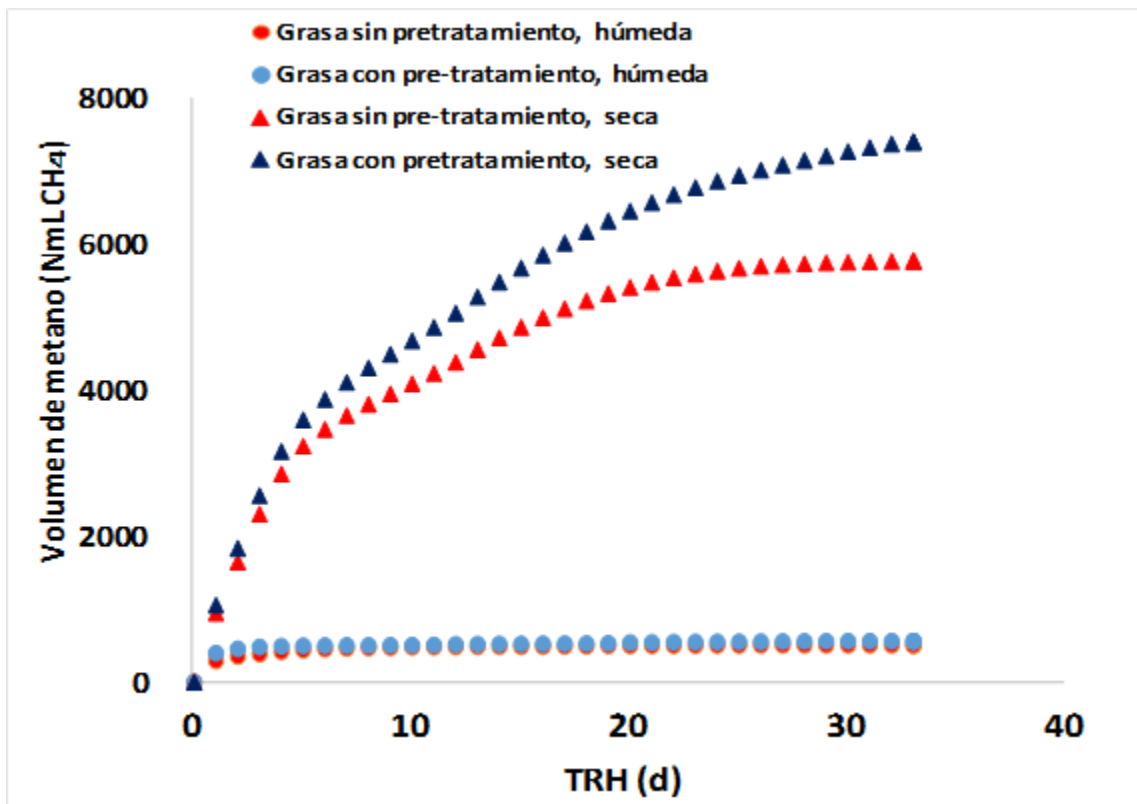


Figura 5.2 Producción de biogás acumulado a condiciones mesofílicas.

Mediante la figura 5.3 se muestra el volumen y la composición del biogás producido a lo largo del TRH que duró la Co-DA de FORSU-grasa con pretratamiento y de la Co-DA de FORSU-grasa sin pretratamiento. Se observa que en condición seca en el reactor que contenía grasa con pretratamiento produjo el mayor biogás con el mayor contenido de metano.

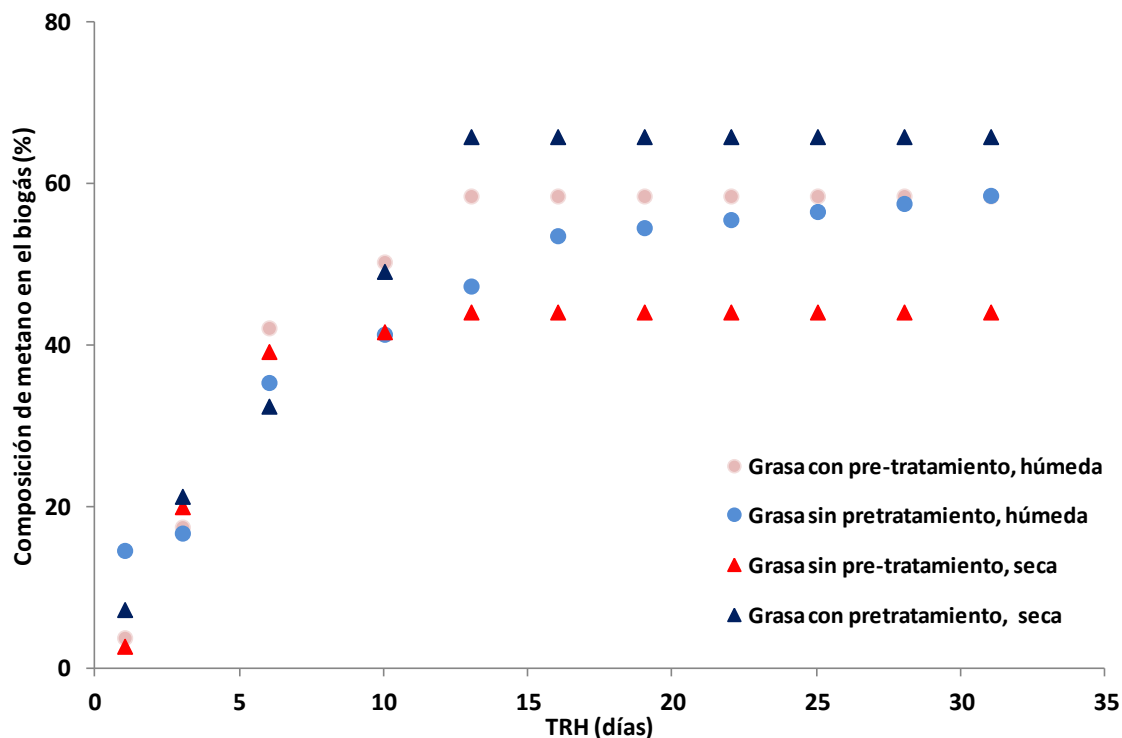


Figura 5.3 Composición del biogás producido del inóculo, de la Co-DA FORSU-grasa usada con y sin pretratamiento.

Para finalizar con los resultados a condiciones secas y húmedas en la tabla 5.5 se muestran diferentes parámetros evaluados al término de la Co-DA. Se puede observar que en general, todas las muestras tiene un porcentaje de humedad similar, que la concentración de DQO final es menor para los reactores que se operaron en condición húmeda comparado con la condición seca, también cuando se empleó un pretratamiento a la grasa la concentración final de DQO es menor.

Respecto al índice (α), la literatura reporta que un proceso debe tener una capacidad tampón adecuado, el valor de la relación α debe ser superior a 0.5 y si está próximo a la unidad, indica que el sistema fue mejor controlado (Pérez y Torres, 2008), por lo que en condiciones mesofílicas operando en condición seca y con pretratamiento de la grasa es un proceso mejor controlado a diferencia del reactor en condición húmeda del reactor con grasa sin pretratamiento.



Tabla 5.5 Caracterización final del digestato a condiciones secas y húmedas

Condiciones	FORSU-grasa con pretratamiento		FORSU-grasa sin pretratamiento	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Parámetro				
% Humedad	91.06	89.82	91.07	84.15
DQO (mg/L)	274.22	500.89	367.11	381.78
ST (g ST/Kg de residuo)	89.42	101.83	89.34	158.50
SF (g ST/Kg de residuo)	40.08	21.39	39.41	26.81
SV (g ST/Kg de residuo)	49.34	80.44	49.94	131.70
pH	6.58	8.67	7.05	9.2
Índice α	0.31	0.62	0.25	0.63

5.2.2 Condiciones termofílicas

En la figura 5.4 se muestra la comparación de la producción acumulada de metano de la Co-DA de la FORSU y de la grasa pretratada, esto datos están normalizados.

El reactor en que se llevó a cabo la Co-DA de FORSU-grasa usada en condiciones secas con pretratamiento con una concentración de 1.4 g KOH/ g SV_{grasa} mostró una mayor producción de biogás (605 NmL CH₄/ g SV FORSU) en comparación con el reactor que contenía FORSU- grasa usada sin pretratamiento (316 NmL CH₄/ g SV FORSU); esto era de esperarse debido al pretratamiento realizado a la grasa usada aunado al balance entre los micronutrientes. Respecto a las condiciones húmedas se tuvo un comportamiento similar a las condiciones secas, se obtuvo un volumen acumulado mayor (231 NmL CH₄/ g SV FORSU) en el reactor que respecto al reactor que contenía FORSU-grasa usada sin tratamiento (202 NmL CH₄/ g SV FORSU).



Dichos valores son menores respecto a las condiciones mesofílicas; esto ocurre debido a que cuando se opera en condiciones termofílicas puede ocurrir una inhibición en un menor tiempo posible, ya que los microorganismos tienen una mayor rapidez de reacción. Esto es acorde con Xu *et al.*, (2014), que reportan que esto es debido a que la metanogénesis se inhibe debido a la acumulación desigual de AGV en el reactor.

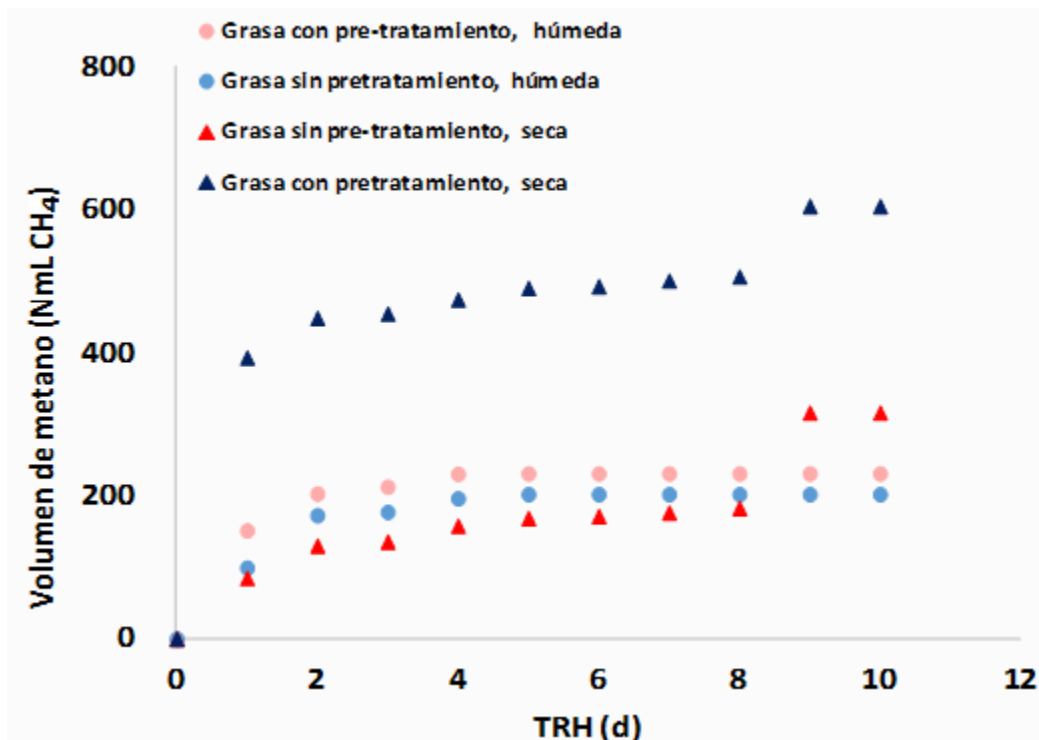


Figura 5.4 Producción de biogás acumulado a condiciones termofílicas.

Para finalizar con los resultados bajo condición seca y húmeda a temperaturas termofílicas se determinó los parámetros mostrados en la tabla 5.6, posterior a la Co-DA. Se observa que la mayoría de las muestras tiene un porcentaje de humedad similar, en el caso de la concentración de DQO final es menor para los reactores que se operaron en condición seca comparado con la condición húmeda, en la muestra con FORSU-grasa sin pretratamiento bajo condición seca se reportó la menor concentración final de DQO.



Respecto al índice (α), las muestras en condición húmeda con pretratamiento y sin pretratamiento mostraron que se encontraban mejor controladas a diferencia del reactor en condición seca con grasa pretratada y sin pretratamiento.

Tabla 5.6 Caracterización final del digestato a condición húmeda y seca.

Condiciones	FORSU-grasa con pretratamiento		FORSU-grasa sin pretratamiento	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Parámetro				
% Humedad	88.79	87.40	89.69	83.02
DQO (mg/L)	387.66	122.00	340.33	30.33
ST (g ST/Kg de residuo)	112.11	126.00	103.12	169.78
SF (g ST/Kg de residuo)	51.09	23.35	43.08	32.90
SV (g ST/Kg de residuo)	61.02	102.65	60.04	136.87
pH	6.80	6.52	6.92	6.51
Índice α	0.45	0.19	0.52	0.22

5.2.3 Comparación de las condiciones mesofílicas vs condiciones termofílicas

En la tabla 5.7 se muestra una comparación de los resultados obtenidos a las diferentes condiciones de temperatura para ambas condiciones (húmeda y seca). Se determinó que en condiciones mesofílicas la composición del biogás es mayor en condición seca que en condición húmeda, así mismo esta tendencia es similar para la remoción de DQO.

La producción de biogás ocurre a condiciones de temperatura mesofílica y en condición seca; esto no es acorde con la literatura, debido a que se esperaría una mayor producción en condiciones termofílicas, sin embargo, esto se debió a una acidificación.



Tabla 5.7 Comparación de resultados a diferentes temperaturas.

Condiciones	Mesofílico		Termofílico	
	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda
Volumen de biogás producido (mL)	7410	562	605	231
Composición del biogás (CH₄)	65.98	58.62	ND	ND
Remoción de DQO (%)	67.88	36.48	54.59	66.76
Remoción de ST (%)	15.19	32.58	16.57	20.61
Remoción de SSV (%)	2.34	1.16	-5.67	2.65

ND: Parámetro no determinado.



CONCLUSIONES

Los reportes que se encuentran en la literatura científica sobre la aplicación de la digestión anaerobia (DA) para la valorización de desechos orgánicos urbanos (conocidos como la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos – FORSU-) indican que se pueden tener rendimientos importantes de producción de biogás, lo cual representa una alternativa interesante para la paulatina sustitución del uso de combustibles fósiles. Se estima que el 40-45% es FORSU y puede ser valorizada energéticamente es por eso que la DA de FORSU es un método ventajoso por maximizar la recuperación de sus componentes, además de ser una tecnología rentable, evita la emisión incontrolada de gases de efecto invernadero así como de lixiviados además de la escasez de tierras. Por otra parte, en comparación con la DA en condición húmeda, la DA seca ofrece mayores ventajas al obtener un mayor rendimiento energético, menos producción de efluentes y tamaño de equipos menores, es por ello, que la DA seca representa el 60 % del total a nivel industrial.

La técnica de co-digestión anaerobia (Co-DA) permite el desarrollo eficiente del proceso al compensar la carencia de los sustratos utilizados permitiendo un balance adecuado de los nutrientes, además de reducir los efectos de compuestos que pueden resultar tóxicos e inhiben el proceso, es por ello, que se considera una estrategia para maximizar la producción de biogás.

El uso de aceites usados en la Co-DA representa un co-sustrato de interés de estudio debido a que aporta los nutrientes y la cantidad de ácidos grasos necesarios para llevar a cabo el proceso de una manera eficiente al aumentar la producción de biogás.

Realizar un pretratamiento a la grasa, como es la saponificación es relevante ya que permite que dicha técnica sea una mejora para la biodisponibilidad, sin embargo, es importante considerar factores como la naturaleza del agente álcali



que se va a utilizar para saponificar la grasa así como que el pH influya de manera significativa durante el proceso de digestión. Esto podemos corroborarlo por medio de la determinación de AGCL de las grasas sin tratamiento y con pretratamiento ya que en las muestras saponificadas se obtuvo una mayor concentración de ácido palmítico lo cual permitió una mayor producción de biogás.

La FORSU en condición húmeda (<10 %ST) contiene un 47.51% de materia orgánica, la cual puede ser degradada biológicamente por medio de la DA. Mientras que la FORSU en condición seca (22.42 %ST) contiene un 20.59%, por lo que disminuye considerablemente la cantidad de materia orgánica presente. Es conveniente realizar un ajuste de pH a la FORSU ya que presenta un valor de 4.3.

La relación alfa (α) permite conocer la capacidad tampón de cada muestra, las muestras de FORSU-grasa con tratamiento (1.4 g KOH/ g $_{SV}$ grasa) que tuvieron una relación de 0.60 tuvieron una mayor producción de biogás en comparación con las muestras que presentaron una relación menor (muestras FORSU-grasa sin pretratamiento) bajo condiciones mesofílicas y termofílicas.

La temperatura resultó ser un factor determinante para el proceso, bajo condiciones mesofílicas la co-digestión de FORSU con grasa pretratada con una concentración de 1.4 g KOH/ g $_{SV}$ grasa en condición seca tuvo un incremento en la composición de metano del 7.36% respecto a la co-digestión de FORSU-grasa con pretratamiento en condición húmeda. La producción de metano fue mayor en las condiciones mencionadas anteriormente concluyendo con una producción de 7410 NmL $_{CH_4}$ / g $_{SV}$ FORSU, esto no es acorde a lo reportado en estudios realizados, ya que se espera una mayor producción de biogás bajo la condición termofílica, sin embargo, al haber un incremento en la rapidez de crecimiento de microorganismos hay un aumento en la concentración de ácido propiónico, lo que puede causar la inhibición del proceso debido a una acidificación. Las archaeas metanogénicas y las bacterias acetogénicas se ven afectadas al ser su rapidez de crecimiento más lenta y sensible a variaciones. Por el contrario, las bacterias de la



fase acidogénica son menos sensibles a dichas variaciones, por que continúan produciendo ácidos y otros compuestos que provocan la disminución del pH y, como consecuencia, inhibe la actividad metanogénica y acetogénica. Otro factor es la toxicidad de los ácidos grasos de cadena larga en especial el ácido oleico, ya que si comienza a aumentar la cantidad de dicho ácido en el rango termofílico se inhiben las etapas de la DA.



REFERENCIAS

Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Science Technology*. 25 (7): 311-318.

Alcántar, G. I. (2014) Potencial de generación de biogás de la codigestión anaerobia de residuos sólidos urbanos con aceite comestible usado, tesis maestría, F.Q, UNAM, D.F.

Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1997). Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future. III curso de Ingeniería Ambiental, pág., 336-342. Lleida, España.

Angenent L. T., Sung S., Raskin L. (2002). Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste. *Water Research* 36, 4648-4654.

Argüelles-Castillo, J. A (2005). Estudio de la hidrólisis enzimática en la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos mediante la digestión anaerobia. Tesis de maestría. Escuela de Ingeniería Química. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A.C. (ANIAME). Principales características del mercado mexicano de aceites y grasas. Primer Congreso Nacional de Palma de Aceite. Marzo 2006. México, Chiapas. Disponible en: http://www.comexpalma.org/web_comex/imgs/mercadonacional.ppt. Consultado el 25 de enero, 20:13 hrs.

Banks, C.J., Humphreys, P.N. (1998). The Anaerobic Treatment of a Lignocellulosic substrate offering little natural pH buffering capacity. *Water Science and Technology* 38:29-35.



Bardiya, N., Somayaji, D., Khanna, S. (1996). Biomethanation of banana peel and pineapple waste. *Bioresource Technology*. 58: 73-76.

Battimelli A., Torrijos M., Molleta R., Delgenes J.P. (2010). Slaughterhouse fatty waste saponification to increase biogas yield. *Biosource technology* 101: 3398-3393.

Bayley, J. E., Ollis, D. F. (1986). Biochemical engineering fundamental. Cap. 7, Ed. McGraw-Hill. International editions, Singapore.

Bidlingmaier, W. P., E.K (1998). Recovery of organics: composting and anaerobic digestion. Jornadas sobre el Aprovechamiento Integral de Residuos y la Jerarquía Europea de Gestión. Club Español de Residuos, The European Waste Club y Generalitat Valenciana. Valencia, España.

BID-OPS. (1997). Diagnóstico de la Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D. C.

Brinkman, J. (1999). Anaerobic digestion of mixed waste slurries from kitchens, slaughterhouses and meat processing industries. Proceedings of the II International symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona, España, pág. 190-191.

Bote, T.,. (2013). Estudio de los efectos del pH extremo por adición de NaOH sobre la producción y calidad del biogás y otros parámetros de la digestión anaerobia urbana. Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. Alicante, España.

Boone, D. R. (1987). Transitional bacteria, en Anaerobic digestion of Biomass. Chynoweth, Ed. Elsevier Applied Science, Cambridge.



Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D., (2013). BMP test of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Management*, 33: 1626-1632.

Campos, P., (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante co-digestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Tesis de doctorado, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universidad de Lleida, España.

Cho, S., Im, W., Kim, D., Moon-Hwan Kim, M. (2010). Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: Performance and methanogenic community analysis. *Bioresource Technology*, 131: 210-217.

De Baere L., Mattheeuws B., Velghe F. (2010). State of the art of anaerobic digestion in Europe. IWA Congress on Anaerobic Digestion, Guadalajara, México, 2010.

Del Valle, Z., R. (2013). Utilización de escorias de incineración de RSU para el incremento del poder calorífico del biogás generado por digestión anaerobia de la FORSU, Tesis, Universidad de Barcelona.

De la Rubia Romero, M. A. (2003). Puesta en marcha y optimización de la degradación anaerobia termofílica de lodos de EDAR. Tesis doctoral, Universidad de Cadiz.

Dolores, H., Martín-Marroquin, J., (2014). Effects of inoculum source and co-digestion strategies on anaerobic digestion of residues generated in the treatment of waste vegetable oils. *Journal of Environmental Management*, 142: 17-22.

Dong, L., Zhenhong, Y., Yongming, S. (2009). Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). *Science Direct*, 98: 3195-3203.



Esteban, G., (2014). Co-digestión anaerobia de lodo de EDAR con residuos orgánicos de diferente naturaleza: combinación de técnicas experimentales y herramientas matemáticas. Tesis de Doctorado, Escuela Superior de Ingenieros Industriales, Universidad de Navarra, San Sebastián, Donostia.

Fennema, O.R. (1982). Lípidos. En: Introducción a la ciencia de los alimentos, Vol. 1. Ed. Reverté SA, pág.: 161-238.

Fernández-Polanco F.; Fernández-Polanco M; García Encina P.A., (2000), Criterios para la selección de tecnología de digestión anaerobia de residuos sólidos. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Valladolid.

Fernández-Rodríguez, J., T., Pérez, M., Romero, L., Sales, D. (2014). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Solid retention time optimization. *Chemical Engineering Journal*, 251:435-440.

Fernández, R. J. (2010). optimización de la digestión anaerobia seca de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura, tesis doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz, España, pág. 373.

Forster, C. T. (2005). Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor, Cádiz.

Fonster-Carneiro, T., Perez, M., Romero, L., Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98:3195-3203.

Gourdon R. Vermande P. (1987). Effect of propionic acid concentration on anaerobic digestion of pig manure. *Biomass*, 13 (1), 1-12.

Halalsheh M., Copes J., den Elzen J., Zeeman G, Fyyad M, Lettinga, G. (2001). "Effect of SRT and temperature on biological conversion and the related scum



forming potential". Proc. 9th World Congress on Anaerobic Digestion. I, 505-510. Antwerpen, Belgium.

He Xia, de los Reyes III, L., F., Leming, L., M., Dean, O., L., Lappi E., S., Ducoste, J., J., (2013). Mechanisms of Fat, Oil and Grease (FOG) deposit formation in sewer lines, *Science Direct*, 47: 4451-4459.

Hegde, G.; Pullammanappallil, P. (2007). Comparison of thermophilic and mesophilic one-stage, batch, high-solids anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 28(4), 361-369.

Hendriks A. T. W. H. y Zeeman G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 100:10–18.

Ibañez, JR y Corroccoli, MD (2002). Valorización de los residuos sólidos urbanos, anuario 2002-F.C.E- U.N.P.S.J.B. 43, 32pp.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), (2007). Biomasa, digestores anaerobios, España, p-p: 48. Disponible en: http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_digestores_07_a996b846.pdf, Consultado el 6 agosto, 23:18 hrs.

INEC Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final, disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/gacetitas/497/kiss.html>, Consultado el 10 septiembre, 14:30 hrs.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, (2013). Estadística básica sobre medio ambiente, datos del Distrito Federal. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Boletines/Boletin/Comunicados/Especiales/2013/Abril/comunica32.pdf>, consultado el 21 diciembre, 21:16 hrs.



Halalsheh M., Copes J., den Elzen J., Zeeman G, Fyad M, Lettinga, G. (2001). Effect of SRT and temperature on biological conversion and the related scum forming potential. Proc. 9th World Congress on Anaerobic Digestion. I, 505-510. Antwerpen, Belgium.

Jeris, J. S.; McCarty P. L. (1965). The biochemistry of methane formation using ^{14}C tracers. *Journal WPCF*, 37(2), 178.

Kabouris J.C., Tezel U., Pavlostathis S.G., Engelmann M., Dulaney J., Gillete R. A., Todd A. C. (2009). Methane recovery from anaerobic co-digestion of municipal sludge and FOG. *Biosource Technology*, 100 (15) 3701-3705.

LGPGIR, Ley General Para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (2014). Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación.

Li, Y., Park, S. Y., Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviewa*, 15 (1) 821-826.

López G. (1998). Análisis del proceso de digestión anaerobia acelerada para la estabilización de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales. Tesis de licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, México D.F.

Luna, J., (2007). Composición y procesamiento de la soya para consumo humano. Investigación y ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Número 37.

Lusk P. (1999). Latest Progress in Anaerobic Digestion. *Biocycle*, 40 (7).

NMX-AA-015-1985. (1985). Norma Mexicana Protección al ambiente. Contaminación del suelo. Residuos sólidos municipales, muestreo, método de cuarteo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. México D.F., México.

Madigan M. T., Martinko J.M., Parker, J. (1998). Brock Biología de los microorganismos. Edit. Prentice Hall International, 8ª edición. España.



Mandujano S., (2001). Digestión anaerobia de sólidos en alta concentración, Tesis de Doctorado, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de caminos, canales y puertos, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

Martí-Ortega, N. (2006). Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. Boca Raton, Florida. Disertación. disponible en: <http://www.bookpump.com/dps/pdf-b/1123329b.pdf>. Consultado el 29 de Diciembre 2014 20:47 hrs.

Mata-Álvarez J., Cecchi F., Llabres P., Pavan P. (1992). Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic waste; experimental study, *Bioresource Technology*, 39: 39-48.

Mata-Álvarez J. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing, 1 900222 14 0.

Mendoza C. E. A., (2014). Pre-tratamiento termoquímico a los residuos de grasa para la producción de biogás en co-digestión con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos tesis, F.Q, UNAM, D.F. 75 pp.

McCarty, P., I., (1981). One hundred years of anaerobic treatment Ed D.E. Hughsers *Elsevier Biomedical Press*, 3-22.

McMurry, J., (2001). Química Orgánica, 5ª. Edición, México, Ed. International Thomson Editores, S.A. de C.V., pág. 1176.

Monnet F. (2004). An introduction to anaerobic digestion of organic waste, final report, Remade Scotlan, November.

Mosey, F. E. (1983). Mathematical modeling of the anaerobic digestion process regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Water Science and Technology* , 15(8-9):209-232. ISSN: 0273-1223.

Mosey, F.E. (1983). New developments in the anaerobic treatment of the industrial waste. *Effluent water Treat. Journal* 23 (3), 85-93.



Mouneimne, H., A., Carrère, H., Bernet, N., Delgenés, P., J., (2003). Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues, *Bioresource technology*, 90: 89-94.

Neves L., Oliveira R., Alves M. M. (2009). Fate of LCFA in the co-digestion of cow manure, food waste and discontinuous addition of oil. *Water research*, 43: 5142-5150.

Ocaña, P., (2011). Biodigestor anaerobio de laboratorio, Departamento de Ciencias e Ingeniería de Materiales e Ingeniería Química, Universidad Carlos III de Madrid, Leganés.

Ostrem K., (2004). Greening waste anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid waste. M.S thesis in Earth Resources Engineering, Columbia University.

Pereira M. A., Pires O. C., Mota M., Alves M. M. (2005). Anaerobic biodegradation of oleic and palmitic acids: Evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge. *Interscience*, 1:15-23.

Ratledge, C. (1991). "Microorganisms for lipids". *Acta Biotechnologica*, 11(5), 429-38.

Rittmann, B., Mc Carty, P. (2001). *Biología del medio ambiente: principios y aplicaciones*. España: Mc Graw Hill Interamericana.

Robles F. (2005). *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios*. Instituto Politécnico Nacional, 2005, 1ª. ed.

Rojas, Z.U. (2012). *Hidrólisis química de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y producción de biogás*, tesis de maestría. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, DF. 120 pp.



Romero, L.I., (1991). Desarrollo de un modelo matemático general para los lodos fermentativos. Cinética de la degradación anaerobia. Tesis de doctorado. Universidad de Cádiz.

Romero García, LI, de la Rubia, M.A., Pérez, M. Sales, D. (2002). Digestión anaerobia termofílica de lodos de EDAR. Revista Técnica de Medio Ambiente RETEMA, 90, 8-22.

SEDEMA (2012). Residuos Sólidos. Disponible en: <http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/images/archivos/temas-ambientales/programas-generales/residuos-solidos/inventario-residuos-solidos-2012cap01-delegaciones.pdf>, Consulta el 21 de Diciembre, 21:32 hrs.

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2011). Generación estimada de residuos sólidos urbanos por zona geográfica, Disponible en: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RSM01_01&IBIC, consulta 21 diciembre, 22:09 hrs.

SEMARNAT (2014), Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial, disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/temas/residuos-solidos-urbanos>, Consulta el viernes 8 agosto, 22:37 hrs.

Shu-guang, L., Tsuyoshi, I., Masao, U., Masahiko, S. (2006). Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *ScienceDirect*, 17: 416-420.

Sinclair Knight. (1990). Review of Residential Waste Disposal Units: Preliminary Analysis and Interim Report. Report for Sydney Water. Sinclair Knight, Sydney, Australia.

Silvestre G., Illa J., Fernandez B., Bonmatí A. (2014). Thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge and grease waste: Effect of long chain fatty acids on methane yield and its dewatering properties. *Applied energy*; 117: 87-94.



Soto, M., Méndez, R. y Lema, J. M. (1993). "Methanogenic and non methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set-up". *Water Research*. 27, 8, 1361 - 1376.

Van Lier J.B., Hulsbeek J., Stams A.J.M. and Lettinga G. (1993). "Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor start-up and operation". *Bioresource Technology* 43, 227-235.

Verma S. (2002). Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krub School of Mines) Fu Fundation School of Engineering & Applied Science.

Veyna, C., S. (2007). Efecto de control de pH, temperatura y adición de nitrógeno sobre la digestión anaerobia de residuos hortícolas, tesis de maestría en ciencias en bioprocesos, UPIBI, IPN, D.F., 104 pp.

Wade, Jr., L., G. (2004). Química orgánica, quinta edición, Pearson Educacion SA, Madrid, págs. 1296.

Wilson CA, Murthy SM, Fang Y, Novak JT. (2008). "The effect of temperature on the performance and stability of thermophilic anaerobic digestion". *Water Science and Technology*. 297; 105-120

Xu Z, Zhao M, Miao H, Huang Z, Gao S, & Ruan W. (2014). In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresour Technol*. 163:186-192.

Yagüe, A,. (2003). Estudio de utilización de aceites para fritura en establecimientos de comidas preparadas, UAB, Betallera.

Zhao, Chenxi; O-Thong, Sompong; Karakashev, Dimitar; Angelidaki, Irini; Lu, Wenjing; Wang, Hongtao, (2009). High yield simultaneous hydrogen and ethanol production under extremethermophilic (70 °C) mixed culture environment. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(14). 5657-5665. ISSN: 0360-3199.



Anexos

Anexo I. Condiciones del cromatógrafo de gases para la determinación de AGCL

De acuerdo a la técnica descrita por Neves *et al* (2009) después del tratamiento de las muestras se realiza un análisis cromatográfico. En la siguiente tabla se muestran las condiciones de operación para la detección de los AGCL.

Partes del cromatógrafo	Condiciones de operación
Inyector	Calentamiento: 280 °C con presión de 9.5 psi Purga del septo: 3 mL/ min Modo Split: 20
Horno	Temperatura: inicial de 100 °C por 2 minutos, después a una 8 °C/min hasta 250 °C, a esta temperatura se mantiene por 5 minutos a una rapidez de calentamiento de 8 °C/min
Detector FID	Temperatura: 325 °C Flujo de Helio 35 mL/min



Anexo II. Determinación del volumen de buffer fosfatos para cada reactor.

Tomando en cuenta que el volumen útil del reactor es el 70%, corresponden 350 mL de cada reactor ya que su capacidad total son 500 mL. Con base a esto y a otros parámetros que se consideraron para tener la muestra total que se agregaría al reactor se añadió la cantidad de buffer (solución de fosfato monobásico y dibásico de potasio).

Cantidad agregada (g)			Volumen Buffer	Espacio útil
Lodo	FORSU	Grasa	mL	(mL)
166.04	147.32	2.31278	34.33	350.00
166.04	147.32	2.31278	34.33	350.00
166.04	147.32	2.31278	34.33	350.00
166.04	147.32	2.31278	34.33	350.00
166.04	147.32	2.31278	34.33	350.00



Anexo III. Valores ST y SV para condición húmeda y seca.

Para obtener el porcentaje de sólidos menor al 10% de ST y así obtener la base húmeda se pesaron 240 g de FORSU y se diluyeron en 1000 mL de solución buffer. Posteriormente se determinaron los ST, los cuales se presentan en la siguiente tabla.

En el caso de la condición seca, la FORSU contenía un porcentaje de sólidos mayor al 20%, por lo que no fue necesario realizar algún tratamiento extra.

Digestión	Muestra	ST (g ST/Kg de residuo)
Húmeda	Sustrato	52.76
	Inóculo	120.45
Seca	Sustrato	239.98
	Inóculo	120.45